



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Economia

**MODELAGEM E VALORAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS: UMA CONTRIBUIÇÃO
DA ECONOMIA ECOLÓGICA**

Daniel Caixeta Andrade

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Economia da UNICAMP para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento Econômico – área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, sob a orientação do Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro.

*Este exemplar corresponde ao original da tese defendida por **Daniel Caixeta Andrade** em 26/02/2010 e orientado pelo Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro.*

CPG, 26 / 02 / 2010

A handwritten signature in black ink, appearing to be "Daniel Caixeta Andrade", is written over a horizontal line. The signature is fluid and includes a large loop at the end.

Campinas, 2010

**Ficha catalográfica elaborada pela biblioteca
do Instituto de Economia/UNICAMP**

An24m	<p>Andrade, Daniel Caixeta. Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica/ Daniel Caixeta Andrade. – Campinas, SP: [s.n.], 2010.</p> <p>Orientador : Ademar Ribeiro Romeiro. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.</p> <p>1. Ecologia – Aspectos econômicos. 2. Valoração ambiental. 3. Economia ambiental. I. Romeiro, Ademar Ribeiro. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.</p>
	10-013-BIE

Título em Inglês: Modeling and valuation of ecosystem services: a contribution from ecological economics

Keywords : Ecology – Economic aspects ; Environmental valuation ; Environmental economics

Área de concentração : Desenvolvimento econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação : Doutor em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora : Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Prof. Dr. Bastiaan Philip Reydon
Prof. Dr. João Fernando Marques
Prof. Dr. Peter Herman May
Prof. Dr. Joshua Chaplin Farley

Data da defesa: 26-02-2010

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento econômico


Tese de Doutorado

Aluno: DANIEL CAIXETA ANDRADE

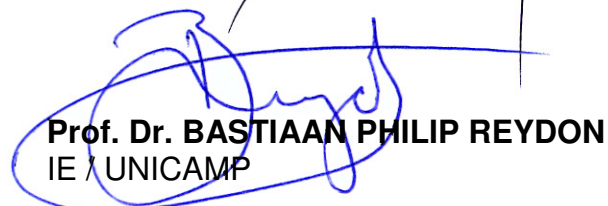
“Modelagem e Valoração de Serviços Ecossistêmicos: Uma contribuição da economia ecológica”

Defendida em 26 / 02 / 2010

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
Orientador – IE / UNICAMP



Prof. Dr. BASTIAAN PHILIP REYDON
IE / UNICAMP



Prof. Dr. JOÃO FERNANDO MARQUES
EMBRAPA



Prof. Dr. PETER HERMAN MAY
UFRRJ



Prof. Dr. JOSHUA CHAPLIN FARLEY
University of Vermont

Dedico este trabalho aos meus pais Antônio e Dilma; aos meus irmãos Eduardo e Mariana; e a minha avó Marieta (“Vó Coisinha”). Recebam meu carinho e gratidão.

AGRADECIMENTOS

Como de praxe, gostaria de agradecer as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho e me apoiaram durante todo este período. Redigir esta parte é, sem dúvida, um dos momentos mais agradáveis, já que permite lembrar todos aqueles que de certa forma participaram deste momento tão singular de minha vida.

Antes de começar a expressar nominalmente minha gratidão aos familiares, professores, pesquisadores e amigos que me auxiliaram, faço um momento de reflexão e agradecimento a Deus por todas as conquistas alcançadas. Este trabalho representa a mais importante até o momento e o desfecho de anos de muito esforço, trabalho afincado e abdicado. Sem a fé e a certeza de que há uma força maior que nos guia, eu nada seria. A presença divina em nossas vidas não pode ser apreendida pela razão científica, mas ela está sempre viva nos corações e na alma daqueles humildes o suficiente para reconhecer nossa insignificância perante a Criação.

A minha família, a estrutura-mestre que sempre me apoiou e me deu oportunidades para seguir em frente. Chegar até aqui não seria possível sem o carinho, a compreensão e respeito que sempre tive. Acredito, às vezes, que em raras situações se pode contar com a sorte; e considero-me “sortudo” por ser parte de uma família com tão belas características como a fraternidade, harmonia e a união. O meu muito obrigado e o reconhecimento de que esta conquista também é de vocês.

Ao meu orientador, Prof. Ademar, um agradecimento especial, porém singular. Ao longo desses anos, passei a admirar não apenas o acadêmico comprometido com o rigor científico, mas também a pessoa sempre empenhada em ajudar seus alunos, sempre oferecendo soluções práticas e conselhos sábios. Suas características mais marcantes são a alegria, a extrema amabilidade e uma capacidade aguda de raciocínio. Com ele, tive a oportunidade de aprofundar minhas reflexões sobre Economia Ecológica e espero poder ainda continuar absorvendo seus conhecimentos e experiências.

Aos professores que participaram da banca examinadora, Profs. Bastiaan, João Marques, Joshua Farley e Peter May. Todos foram muito gentis e atenciosos e contribuíram para o aprimoramento deste trabalho.

Aos professores do Instituto de Economia da UNICAMP e todos os funcionários da Secretaria – Alberto, Alex, Cida, Marinete, Regina e Régis. A Tiana e toda a equipe do Núcleo de Economia Agrícola e do Meio Ambiente.

Aos pesquisadores do Instituto Agronômico de Campinas. Em especial, ao Jener e João Paulo, que sempre estiveram dispostos a me ajudar e pacientes nos momentos em que não sabia expressar ao certo minhas necessidades quanto à técnica do geoprocessamento.

A todos aqueles com quem tive a oportunidade de conviver durante minha permanência no *Gund Institute for Ecological Economics*. Aos pesquisadores desse instituto, nas pessoas do Prof. Robert Costanza e Azur Moulaert, meu muito obrigado pela recepção, respeito e apoio. Expresso minha gratidão também aos meus amigos Eneida Goddi Campos, Juan Pablo e sua esposa Úrsula, Vitória Lee, Chad Fay e Vanessa Mesquita pelo auxílio quando morei na agradável e simpática Burlington.

Ao Prof. Roelof Boumans, ou simplesmente Roel, e sua esposa Tiny. Sempre simpáticos e afáveis, gentilmente me receberam em sua fazenda na pacata cidade de Charlotte, onde passei dias extremamente aprazíveis, a despeito do frio congelante. O Prof. Roel auxiliou decisivamente na parte de modelagem e sem ele não seria possível o término do último capítulo. O criador do MIMES é uma pessoa extremamente “helpful” e, com seu jeito bonachão, é profundamente devotado à preservação dos serviços ecossistêmicos e à melhoria do bem-estar da sociedade.

Aos amigos que conheci na UNICAMP, Andréia Mara, Divina Lunas, João Mangabeira (Manga), Junior Garcia, Maria do Carmo Fasiaben, Ranulfo Sobrinho e Sergio Tôsto. Ao Junior, Andréia e Divina, meu muito obrigado pela ajuda, apoio, e momentos de descontração. Aos meus amigos embrapianos pela força, conselhos e suporte. Maria do Carmo se tornou uma pessoa muito querida, sempre acreditando no meu potencial e me incentivando a ir além. Sergio e Ranulfo foram essenciais na etapa de conclusão deste trabalho. Aceitem todos os meus sinceros agradecimentos.

Aos meus amigos de república com os quais convivi durante o período que estive em Campinas. Particularmente, Alessandro Galvão (Galvão), José Carlos Curvelo Santana (Simão ou Simon) e Kleber Souza (Kleba), pelas conversas de doutorandos aflitos invariavelmente acompanhadas de um estimulante muito bem-vindo entre nós (cerveja).

Pelos diálogos, acho que o Galvão saberia dizer hoje a diferença entre um economista ortodoxo e heterodoxo!

A Keila e Érica, pela amizade, carinho e cumplicidade. Sempre dispostas a ouvir minhas aflições e anseios, deram-me apoio incondicional durante minha mudança para Uberlândia e ao longo de todos esses anos. A Keila, uma lembrança especial pela confiança e ternura.

Aos meus colegas de trabalho do Instituto de Economia da Universidade Federal de Uberlândia, aos quais agradeço na pessoa do nosso atual diretor, Prof. Clésio. A recepção e suporte da UFU foram decisivos para a fase final dos trabalhos.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo suporte financeiro.

“Our ignorance is not so vast as our failure to use what we know.”

M. King Hubbert (1903-1989)

RESUMO

Esta tese teve como principal objetivo contribuir para o aperfeiçoamento metodológico do processo de valoração dos serviços ecossistêmicos. A hipótese básica adotada foi de que esta deve contar com a utilização da ferramenta de modelagem econômico-ecológica como requisito básico para compreensão da dinâmica ecológica envolvida e a incorporação dos valores de outros serviços ecossistêmicos que de outra maneira não seriam captados. Os serviços ecossistêmicos são a interface básica entre o capital natural e o bem-estar humano. São os benefícios diretos e indiretos gerados a partir das complexas interações entre os componentes do capital natural. Apesar de sua importância, o funcionamento dos mercados tradicionais não os considera nas transações econômicas, pois eles são considerados “gratuitos” ou “presentes” da natureza. O fato de não serem precificados como outro bem ou serviço faz com que não haja incentivos para sua preservação, levando à sua superexploração e, muitas vezes, perda total. Enquanto ferramenta importante de gestão, é preciso se avançar em termos de propostas para o aperfeiçoamento da valoração dos serviços ecossistêmicos, de forma a contornar seu viés reducionista. É neste sentido que o presente trabalho apresenta como contribuição maior a proposta da valoração dinâmico-integrada, a qual visa integrar a valoração *stricto sensu* à análise mais geral das alterações nos fluxos físicos de serviços ecossistêmicos e seus efeitos sobre as variáveis econômicas. Com o auxílio de aplicações práticas da valoração dos serviços ecossistêmicos, demonstrou-se que o processo de valoração não pode dispensar o uso da modelagem enquanto instrumento de avaliação biofísica dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Sem essa ferramenta não há como proceder-se a um exercício de valoração que realmente se aproxime do real valor dos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: capital natural, valoração de serviços ecossistêmicos, valoração dinâmico-integrada, modelagem econômico-ecológica, Economia Ecológica.

ABSTRACT

This dissertation had as main goal to contribute to the methodological improvement of the ecosystem services valuation process. The basic hypothesis adopted was that it should consider using the ecological-economic modeling as a basic tool required to better understanding the ecological dynamics involved and incorporating the other values of ecosystem services that otherwise would not be captured. Ecosystem services are the basic interface between natural capital and human well-being. They are the direct and indirect benefits generated from the complex interactions among natural capital components. Despite its importance, the functioning of traditional markets does not consider them in economic transactions, because they are considered "free" or "gifts" from nature. As they are not priced like other good or services, there are no incentives for its preservation, leading to over-exploitation and often to its total loss. As an important management tool, it is vital to go beyond with proposals for improving the ecosystem services valuation, in order to overcome its reductionist bias. In this sense the most important contribution of this dissertation is the proposal of a dynamic-integrated valuation approach, which is aimed at integrating the stricto sensu valuation to the more general analysis of changes in ecosystem services flows and its effects on economic variables. Through practical applications of ecosystem services valuation, it was shown that this process cannot do without the use of modeling as a tool for assessing biophysical flows of ecosystem services. Without this tool there is no way to conduct a valuation exercise that really comes close to the real value of ecosystem services.

Key-words: natural capital; valuation of ecosystem services; dynamic-integrated valuation; ecological-economic modeling; Ecological Economics.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1: A economia dentro do meio ambiente	13
Figura 2: Um esboço das relações do sistema econômico com o meio ambiente	32
Figura 3: Funções ecossistêmicas segundo categorias.....	38
Figura 4: Serviços ecossistêmicos segundo categorias	42
Figura 5: Relações entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano	47
Figura 6: Paradigmas contrastantes: a visão expansionista (neoclássica) e a visão econômico-ecológica	64
Figura 7: Desenvolvimento econômico sustentável	69
Figura 8: A Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo	133
Figura 9: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo em 1988 ..	135
Figura 10: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo em 2002 ..	135
Figura 11: A abordagem de valoração dinâmico-integrada	167
Figura 12: Estrutura conceitual geral do modelo MIMES	185
Figura 13: <i>Land Use Change Model</i> (Componente do MIMES)	187
Figura 14: Localização do município de Araras-SP	203
Figura 15: Representação do modelo de Regulação de Água (componente da estrutura MIMES)	220
Figura 16: Representação do parâmetro CN estimado	221
Figura 17: Porcentagem de água regulada no município de Araras-SP para os eventos pluviométricos analisados	222
Figura 18: Volume médio de água regulada (em mm) no município de Araras-SP para os eventos pluviométricos analisados	223
Figura 19: Evolução do volume regulado de água no município de Araras-SP no período de 26/12/2006 a 26/07/2007	224

LISTA DE QUADROS

	Pág.
Quadro 1: Objetivos de Desenvolvimento do Milênio	48
Quadro 2: Definições de ecossistemas, biodiversidade, funções, processos e serviços ecossistêmicos	51
Quadro 3: Serviços ecossistêmicos providos por bacias hidrográficas saudáveis	127

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1: Diferenças de enfoque entre a Economia Ecológica e a Economia Ambiental Neoclássica	19
Tabela 2: Um novo modelo de desenvolvimento	66
Tabela 3: Valor dos serviços ecossistêmicos e técnicas de valoração mais utilizadas com base nos resultados de Costanza <i>et al.</i> (1997)	104
Tabela 4: Uso do solo na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em hectares)	134
Tabela 5: Biomass equivalentes para as 14 classes de uso do solo na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo baseados em Costanza <i>et al.</i> (1997) e valores correspondentes dos serviços ecossistêmicos (US\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	142
Tabela 6: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$)	144
Tabela 7: Coeficientes de valores individuais dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso do solo, baseado em Costanza <i>et al.</i> (1997) – em US\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	148
Tabela 8: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) ..	149
Tabela 9: Valor dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 de acordo com a classificação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (em mil US\$)	151
Tabela 10: Princípios gerais do funcionamento dos ecossistemas	173
Tabela 11: Uso da terra e estimativas de perdas de solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (ha, t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	204
Tabela 12: Estimativa de perda total de solo e de nutrientes por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas)	206
Tabela 13: Estimativa da quantidade de fertilizantes necessária para reposição dos nutrientes perdidos pelo processo de erosão do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas)	207
Tabela 14: Preço médio dos fertilizantes no ano de 2007 (em reais de 2007 por tonelada)	207
Tabela 15: Estimativa do custo monetário dos fertilizantes necessários para reposição da fertilidade do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007)	208
Tabela 16: Custo de aplicação dos fertilizantes necessários para reposição da fertilidade do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007) .	209
Tabela 17: Estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007)	209
Tabela 18: Estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por hectare e por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007 por hectare)	210
Tabela 19: Determinação do parâmetro “CN” por categoria de uso do solo no município de Araras-SP	216
Tabela 20: Dados de precipitação para 7 eventos pluviométricos no município de Araras-SP no ano de 2007	217
Tabela 21: Estimativa de volume de água escoado por categoria de uso do solo no município de Araras-SP em 2007	218

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo 1: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola	257
Anexo 2: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola e pastagem	258
Anexo 3: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola	259
Anexo 4: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola e pastagem	260
Anexo 5: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela área do município de Araras-SP no ano de 2007 (em US\$)	261

SUMÁRIO

	Pág.
Lista de Figuras	xvii
Lista de Quadros	xvii
Lista de Tabelas	xix
Lista de Anexos	xxi
INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1 - TEORIA ECONÔMICA E MEIO AMBIENTE: AS VISÕES NEOCLÁSSICA E DA ECONOMIA ECOLÓGICA	7
1.1 Introdução	7
1.2 A Visão Neoclássica (Economia Ambiental Neoclássica)	8
1.3 A Economia Ecológica	11
1.4 Notas Conclusivas	22
CAPÍTULO 2 – SISTEMA ECONÔMICO, CAPITAL NATURAL E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	25
2.1 Introdução	25
2.2 Capital natural, ecossistemas e sistema econômico	26
2.3 Funções e serviços ecossistêmicos	36
2.4 Serviços ecossistêmicos e bem-estar humano	46
2.5 Serviços ecossistêmicos: algumas considerações relevantes	49
2.6 Notas conclusivas	56
CAPÍTULO 3 – CAPITAL NATURAL E ECONOMIA ECOLÓGICA: REFLEXÕES TEÓRICAS SOBRE A “ECONOMIA DOS ECOSSISTEMAS”	59
3.1 Introdução	59
3.2 <i>From an empty to a full world</i> : o capital natural como fator escasso	61
3.3 <i>Full world economics elou green consensus</i> : a necessidade de mudança de paradigma	62
3.4 A “Economia dos Ecossistemas”	67
3.5 Uma nova versão do sistema capitalista: o “Capitalismo 3.0” de Peter Barnes	75
3.6 Notas conclusivas	83
CAPÍTULO 4 – A PRÁTICA CORRENTE DA VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	87
4.1 Introdução	87
4.2 Valoração de serviços ecossistêmicos: pressupostos teóricos	88
4.3 A abordagem utilitária da valoração	96
4.4 A aplicação da valoração dos serviços ecossistêmicos	103
4.5 Notas conclusivas	122
CAPÍTULO 5 – VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS E AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA DINÂMICA DE USO DO SOLO	125
5.1 Introdução	125
5.2 Serviços ecossistêmicos em Bacias Hidrográficas	126
5.3 Dinâmica do uso da terra na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP) e os impactos sobre os seus serviços ecossistêmicos	132
5.3.1 Uso e cobertura das terras em 1988 e 2002	133
5.3.2 Mudanças estimadas nos valores dos serviços ecossistêmicos	141
5.4 Notas conclusivas	151
CAPÍTULO 6 – PERSPECTIVAS METODOLÓGICAS PARA A VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	155
6.1 Introdução	155
6.2 A abordagem ecológica da valoração	157
6.3 A abordagem sociocultural da valoração	162
6.4 Uma abordagem dinâmico-integrada	166
6.5 A ferramenta da modelagem ecossistêmica (ecológica) e os modelos econômico-ecológicos ..	171

SUMÁRIO (continuação)

	Pág.
6.6 A aplicação de modelos econômico-ecológicos à valoração de serviços ecossistêmicos: possibilidades e limitações	182
6.7 Notas conclusivas	190
CAPÍTULO 7 – A VALORAÇÃO DOS IMPACTOS DA EROÇÃO DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: UMA ILUSTRAÇÃO PRELIMINAR DO POTENCIAL DA MODELAGEM	193
7.1 Solos e serviços ecossistêmicos	194
7.2 A erosão dos solos e seus impactos	198
7.3 Valoração econômica da erosão no município de Araras-SP: a prática usual	203
7.4 Avaliando o serviço de regulação de água no município de Araras-SP: o modelo do “número da curva” (componente do MIMES)	210
7.5 Notas conclusivas	226
CONCLUSÃO GERAL	229
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	235
ANEXOS	255

INTRODUÇÃO GERAL

“Human beings and the natural world are on a collision course. Human activities inflict harsh and often irreversible damage on the environment and on critical resources. If not checked, many of our current practices put at serious risk the future that we wish for human society and the plant and animal kingdoms, and may so alter the living world that it will be unable to sustain life in the manner that we know. Fundamental changes are urgent if we are to avoid the collision our present course will bring about.”

Statement of Union of Concerned Scientists (UCS, 1992)

A trajetória do sistema econômico e do relacionamento humano com o meio natural que o sustenta têm sido apontados como insustentáveis. Acadêmicos de todas as áreas e matizes teóricos, preocupados com o bem-estar geral das espécies humanas e não humanas, bem como com a garantia de condições de vida para as gerações futuras, vêm alertando para a necessidade de se tornar mais harmônica a relação homem-natureza, pois é cada vez mais elevado o risco de rupturas abruptas e irreversíveis no funcionamento adequado do ecossistema terrestre. São também cada vez mais claros os sinais de que a humanidade vem se aproximando perigosamente do que podem ser chamadas “fronteiras planetárias”, entendendo-se estas como os limiares físicos além dos quais pode haver o colapso total da capacidade de o ecossistema global suportar as atividades humanas.

Recentemente, percebe-se a intensificação do debate sobre as consequências nefastas do aumento sem precedentes da escala do sistema econômico sobre o capital natural da Terra. A expressão “*something new under the Sun*”, título da obra de J.R. McNeill (McNeill, 2000), ficou conhecida como epíteto da elevação incomum da capacidade humana em interferir nos ciclos naturais da Terra ao longo do século passado e início deste.

Análises globais como a Avaliação Ecossistêmica do Milênio e o “*The Economics of Ecosystem and Biodiversity Study*” apontam para uma trajetória de degradação dos ecossistemas terrestres, reduzindo os benefícios derivados para o bem-estar humano e colocando em risco a própria sustentabilidade do sistema econômico e bem-estar das

gerações futuras. A crescente perda de diversidade biológica, associada ao não reconhecimento das contribuições dos ecossistemas para as atividades humanas, são as principais causas desse estado.

Em novembro de 2008, foi publicado um número especial da revista americana *New Scientist* com o sugestivo título de “*The folly of growth: how to stop the economy killing the planet*” (New Scientist, 2008), no qual pesquisadores de várias áreas demonstram suas preocupações com a manutenção das condições de vida no planeta vis-à-vis a contínua destruição do meio natural. Em setembro de 2009, um artigo da revista *Nature* (*A safe operating space for humanity – Rockström et al., 2009a*¹) afirma que pode estar sob grave ameaça a longa era de estabilidade – conhecida como Holoceno – em que a Terra foi capaz de absorver de maneira mais ou menos suave perturbações internas e externas. Um novo período, o Antropoceno, vem emergindo desde a Revolução Industrial e seu traço característico é a centralidade das ações humanas sobre as mudanças ambientais globais.

Os serviços ecossistêmicos são a interface básica entre o capital natural e o bem-estar humano. São os benefícios diretos e indiretos gerados a partir das complexas interações entre os componentes do capital natural. A regulação de água e do clima, o controle da erosão, a proteção contra distúrbios, prazeres estéticos, etc., são alguns exemplos de serviços prestados pelas ecossistemas. Apesar de sua importância, o funcionamento dos mercados tradicionais não os considera nas transações econômicas, pois eles são considerados “gratuitos” ou “presentes” da natureza. O fato de não serem precificados como outro bem ou serviço faz com que não haja incentivos para sua preservação, levando à sua superexploração e, muitas vezes, perda total.

Autores como Lant *et al.* (2008) afirmam que a degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos faz parte de uma armadilha social em que as falhas nas leis de propriedade comunal e os incentivos econômicos que abrangem apenas bens e serviços transacionados nos mercados são responsáveis pela destruição dos serviços de suporte à vida oferecidos “gratuitamente” pelos ecossistemas.

¹ Ver também Rockström *et al.*, 2009b.

Em Economia, uma das formas desenvolvidas para se enfrentar a questão da gestão do capital natural é a valoração de serviços ecossistêmicos, que consiste na atribuição de valores econômicos aos benefícios prestados pelos ecossistemas através de técnicas mormente ancoradas no paradigma neoclássico. Todavia, severas críticas à valoração, advindas principalmente do campo da Economia Ecológica, já se encontram amplamente publicizadas.

A inadequação do instrumental neoclássico para se tratar de questões de degradação ambiental pode ser resumida em três pontos. Em primeiro lugar, o *mainstream* econômico não reconhece a problemática do capital natural enquanto obstáculo para o contínuo aumento do sistema econômico, uma vez que o progresso tecnológico e a possibilidade de substituição entre os diversos tipos de capital assegurarão que sua perda não danifique a atual engrenagem econômica.

Em segundo lugar, sua base de inspiração mecanicista sugere que todos os fenômenos são reversíveis e que não há a possibilidade de perdas irreparáveis. Sua visão pré-analítica não vê o sistema econômico como inserido em um sistema maior que o sustenta, o que ratifica a falácia do argumento de expansão econômica contínua. Dentro desse paradigma, a quimera de um sistema econômico harmônico e autoregulável é suportada pela crença na existência de um conjunto de leis previsíveis que supostamente regulam seu funcionamento.

Por último, o *mainstream* neoclássico é profundamente falho em reconhecer a complexidade dos nexos entre o sistema econômico e sua base ecológica, desconsiderando solenemente a base vital sobre a qual se constroem todas as relações econômicas e sociais entre os homens. É como se o esquema analítico convencional fosse atormentado por um avassalador reducionismo fundamentalista que o impede de lidar com a natureza complexa e adaptativa dos sistemas econômico e ecológico.

Considera-se que um processo de valoração dos serviços ecossistêmicos baseado nos pressupostos neoclássicos também deve ser entendido como inadequado, sendo necessários esforços no sentido de se aperfeiçoá-lo. O problema é que, se por um lado, a valoração dos serviços ecossistêmicos é necessária para fins de gestão do capital natural e preservação dos seus serviços; por outro, as críticas a ela endereçadas e já sedimentadas

pela literatura crítica impõem uma demanda não satisfeita por proposições concretas para o seu refinamento. Assim sendo, o **problema de pesquisa** que se pretende enfrentar é o aprimoramento da valoração dos serviços ecossistêmicos a partir de um contexto econômico-ecológico. Em outros termos, a pergunta básica é: quais são as possibilidades de aperfeiçoamento metodológico da valoração dos serviços ecossistêmicos tendo-se como referência o diapasão da Economia Ecológica?

A **hipótese** é que o aprimoramento metodológico da valoração deve necessariamente considerar a utilização da ferramenta operacional da modelagem econômico-ecológica, permitindo ao seu executor lidar com a complexidade inerente das interações entre os sistemas ecológico e econômico. Ao mesmo tempo, considera-se que um processo mais amplo de valoração deve incorporar outras dimensões de valores associadas aos serviços ecossistêmicos (valores ecológicos e sociais, além do valor econômico).

Por conseguinte, o **objetivo principal** desta tese é propor uma nova plataforma de valoração dos serviços ecossistêmicos, condizente com os princípios da Economia Ecológica, na qual se reconheça explicitamente as questões levantadas acima. A principal contribuição da tese será de **natureza metodológica**, a qual, espera-se, possa dar subsídios à Economia Ecológica para superar os desafios impostos pela questão de gestão prudente e eficiente do capital natural.

Além do objetivo principal, os objetivos específicos são: i. apresentar a importância dos serviços ecossistêmicos para o sistema econômico e bem-estar humano; ii. alinhar proposições teóricas que possam contribuir para o debate sobre a necessidade de um novo paradigma científico capaz de enfrentar o problema da degradação do capital natural; iii. analisar empiricamente os efeitos de vetores de mudança sobre os fluxos de serviços ecossistêmicos e seus valores; iv. apresentar exemplos de valoração dos serviços ecossistêmicos utilizando a ferramenta da modelagem.

A tese contém sete capítulos, sendo quatro deles teórico-revisionais, dois empíricos e um de cunho metodológico. A intenção é apresentar os principais conceitos trabalhados e, de maneira didática e clara, conduzir o leitor à compreensão dos principais gargalos e

dificuldades que devem ser enfrentados para se atingir o principal objetivo a que este trabalho se propõe.

No primeiro capítulo, são resgatados os fundamentos teóricos das relações entre meio ambiente e sistema econômico, apresentando-se as duas principais correntes que lidam com a questão ambiental (Economia Ambiental Neoclássica e Economia Ecológica). O objetivo é traçar um pano de fundo geral para as ideias aqui desenvolvidas, fazendo-se a opção clara pelo marco teórico da Economia Ecológica.

O segundo capítulo tem como objetivo apresentar os conceitos de capital natural, ecossistemas e serviços ecossistêmicos. Pretende-se mostrar a peculiaridade dos componentes do capital natural e a profunda dependência do bem-estar humano sobre os serviços ecossistêmicos. Tal discussão servirá para mostrar a inadequação do instrumental econômico convencional para incorporá-los em seu esquema analítico, o que indica a necessidade da busca de novas ferramentas teóricas e metodológicas para se analisar as relações ali sugeridas.

O terceiro capítulo objetiva trazer uma reflexão teórica sobre os temas abordados no capítulo anterior, apresentando uma nova disciplina chamada “Economia dos Ecossistemas”. Por estar ancorada nos princípios básicos da Economia Ecológica, ela deve focar a gestão e preservação do capital natural, priorizando a sustentabilidade ecológica e a justiça social (intra e intergeracional) em relação à eficiência econômica.

O quarto capítulo apresenta a prática corrente da valoração dos serviços ecossistêmicos. Discutem-se os pressupostos teóricos da valoração a partir de um ponto de vista crítico e oferece-se, ainda, uma revisão da literatura de estudos de caso que a utilizaram. O quinto capítulo é uma aplicação empírica da valoração na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, na região nordeste do estado de São Paulo. O objetivo é ilustrar os efeitos negativos da dinâmica de uso e cobertura do solo sobre os valores dos serviços ecossistêmicos e indicar a necessidade de utilização de novos procedimentos a fim de refinar os valores obtidos pela valoração.

O sexto capítulo contém a principal contribuição da tese. Nele são apresentadas o que se considera como novas perspectivas da valoração dos serviços ecossistêmicos, focando a discussão sobre o se chamou de valoração dinâmico-integrada. Este é

considerado como um novo paradigma, pois considera que o processo de valoração deve ser amplo o suficiente para incorporar análises biofísicas dos fluxos de serviços ecossistêmicos e suas interações com as variáveis econômicas. A valoração dinâmico-integrada também considera que não se pode deixar de incorporar outras dimensões de valores associadas aos serviços ecossistêmicos.

O sétimo capítulo é uma tentativa de ilustrar a aplicação da valoração de serviços ecossistêmicos utilizando-se a ferramenta da modelagem. Trata-se de um exercício ainda preliminar de valoração, no qual se pretende mostrar a necessidade da modelagem enquanto passo necessário de avaliação integrada das alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Por fim, as conclusões do trabalho tentam encerrar de maneira sistematizada os principais resultados e contribuições alcançados. Discutem-se também as principais limitações e as possibilidades de pesquisa futura para o constante aperfeiçoamento da valoração dos serviços ecossistêmicos.

CAPÍTULO 1 - TEORIA ECONÔMICA E MEIO AMBIENTE: AS VISÕES NEOCLÁSSICA E DA ECONOMIA ECOLÓGICA

“... it would be very sad if the only students who studied economics were those who don't realize the fundamental limits of the discipline, or those who, realizing that something was wrong, didn't have the energy or courage to try to reform it.”

Daly & Farley (2004, p. xxi)

1.1 Introdução

A partir da década de 60, com a publicação dos trabalhos do chamado Clube de Roma², juntamente com suas previsões catastrofistas, e com a criação de uma institucionalidade em nível internacional para o tratamento de questões de degradação ambiental e sua compatibilização com o crescimento econômico, o meio ambiente passou a ser um tema relevante demais para ser prescindido nas discussões teóricas da ciência econômica. A partir de então, ao mesmo tempo em que o *mainstream* econômico se preocupa em incorporar em seu esquema analítico aspectos do desenvolvimento sustentável, da degradação do meio ambiente e das relações do sistema econômico com o seu meio externo, outras correntes de pensamento se formaram a partir do reconhecimento da insuficiência e da inadequação do instrumental econômico convencional para lidar com a problemática ambiental.

Com o objetivo de traçar um *background* teórico para a tese, este capítulo resgata os principais aspectos teóricos e metodológicos da Economia Ambiental Neoclássica (*Environmental Economics*) e da Economia Ecológica (*Ecological Economics*), com ênfase

² O ponto de vista dos participantes do chamado Clube de Roma são explicitados no conhecido Relatório Meadows (Meadows *et al.*, 1972). Esta obra aponta para um cenário de impossibilidade de perpetuação do crescimento econômico devido à exaustão dos recursos ambientais por ele acarretada, levantando assim à proposta de um crescimento econômico “zero”. O debate passa então a polarizar-se entre esta posição de “crescimento zero” – conhecida por “neo-malthusiana” – e posições desenvolvimentistas de “direito ao crescimento” (defendida pelos países em via de desenvolvimento). Pode-se citar também as obras de Boulding (1966) e Georgescu-Roegen (1971), as quais também compartilham do mesmo ceticismo do Relatório Meadows.

nesta última, uma vez que suas premissas básicas se coadunam com as principais ideias defendidas neste trabalho.

Além desta introdução, a seção seguinte traz, de maneira resumida, os fundamentos da vertente neoclássica da teoria econômica que lida com o meio ambiente. São brevemente descritas, ainda, as suas principais ramificações, quais sejam, a Economia da Poluição e a Economia dos Recursos Naturais. Na sequência, são tratados os pressupostos básicos da Economia Ecológica e suas principais diferenças com relação à Economia Ambiental Neoclássica.

1.2 A visão neoclássica (Economia Ambiental Neoclássica) ³

Como já mencionado, a teoria ambiental neoclássica surgiu a partir do momento em que o *mainstream* econômico se viu compelido (e pressionado) a incorporar em seu esquema analítico considerações acerca da problemática ambiental. Isso porque o sistema econômico é visto como a principal fonte de pressão sobre o meio ambiente, sendo necessário, pois, que a análise econômica dominante apresentasse respostas sobre sua relação traumática com os sistemas naturais.

O reconhecimento de que o sistema econômico retira recursos naturais do meio ambiente e os devolve sobre a forma de rejeitos e resíduos dos processos de produção e consumo levou à incorporação do princípio do balanço de materiais nos modelos econômicos. Admitiu-se também que a finitude dos recursos providos pelo meio ambiente poderia levar a uma crescente escassez de materiais e que a poluição causada pelo sistema econômico poderia ultrapassar a capacidade dos ecossistemas em assimilar os resíduos das atividades humanas.

A ideia de que o meio ambiente é fornecedor de materiais e ao mesmo tempo receptor de resíduos fez com que a análise econômica se preocupasse com temas ligados à escassez crescente de recursos e também com a poluição gerada pelo sistema econômico. Nesse sentido, desenvolveram-se duas ramificações da teoria ambiental neoclássica, quais sejam, a teoria da poluição e a teoria dos recursos naturais.

³ A primeira parte desta seção está baseada principalmente em Amazonas (2002a) e Mueller (2007: parte III).

A primeira, considerada como o ramo mais importante da teoria ambiental neoclássica, tem como substrato a teoria do bem-estar (*welfare economics*) e dos bens públicos, elaborada por Pigou nas primeiras décadas do século XX. Ela foca o meio ambiente – um bem público – na sua função de receptor de rejeitos, considerando a poluição como uma externalidade negativa. Busca também entender quais são os danos causados pela poluição e quais são os custos e benefícios envolvidos na adoção de mecanismos para o seu controle. Em última instância, a Economia da Poluição tenta apreender quais são suas implicações na geração da eficiência de Pareto.

A existência das externalidades faz com que os custos sociais marginais sejam diferentes dos custos privados marginais, o que leva a uma distinção entre a quantidade socialmente ótima e a quantidade privada ótima. Essa situação configura-se como uma falha de mercado, pois a solução convencional via mercado não é suficiente para gerar o ótimo social. A correção dessa falha deveria se dar através da criação de mecanismos institucionais de controle (taxação e licenças de poluição, por exemplo), capazes de promover a internalização das externalidades no cálculo econômico dos agentes.

A Economia dos Recursos Naturais, por sua vez, considera o meio ambiente sob a ótica de provedor de recursos ao sistema econômico. Neste ramo da teoria ambiental neoclássica, procura-se responder a questões referentes ao padrão ótimo de uso destes recursos, qual o manejo adequado dos recursos renováveis e qual a taxa ótima de depleção dos recursos não-renováveis. No limite, a questão central subjacente à estrutura analítica da Economia dos Recursos Naturais é se o caráter finito destes recursos pode se configurar como um obstáculo à expansão do sistema econômico. Não há uma preocupação com as diferenças de natureza dos recursos naturais (recursos estoque-fluxo e recurso fundo-serviço) e o tratamento dado a estes últimos e o capital produzido pelo homem é de substituíbilidade, não de complementaridade, o que, a rigor, faz com que problemas ligados à exaustão do capital natural sejam irrelevantes.

A Economia dos Recursos Naturais parte do princípio de que a questão de utilização dos recursos naturais deveria ser resolvida através de um problema de alocação intertemporal de sua extração. Essa alocação deveria ser determinada com base na maximização do valor presente dos ganhos obtidos com a extração do recurso ao longo do

tempo, usando-se os conceitos de custo de oportunidade e desconto para se determinar a taxa ótima de extração. Não existe uma preocupação adequada com os conceitos de equidade intergeracional, desconsiderando-se os direitos das gerações futuras sobre os recursos do capital natural.

A principal diretriz utilizada para se determinar a taxa ótima de extração de um recurso está resumida na chamada *Regra de Hotelling*, a qual diz que, em equilíbrio, o valor de uma reserva de determinado recurso (minério, por exemplo) deve crescer a uma taxa igual à taxa de juros. Assim, o proprietário de uma reserva mineral deve esperar que o preço do minério (líquido dos custos de extração) cresça exponencialmente igual a uma taxa de juros, sendo o custo de oportunidade envolvido chamado de renda de escassez. Matematicamente, $\frac{\dot{p}}{p} = r$, onde r = taxa de desconto ou taxa de juros, \dot{p} = variação de preço e p = preço. No caso dos recursos renováveis, são incluídas nos modelos as taxas de reposição (natural ou provenientes de reciclagem) do recurso em questão.

Ao segmentar as funções do meio ambiente como receptor de resíduos/rejeitos do processo econômico e como provedor de recursos ao sistema econômico, as teorias da poluição e dos recursos naturais apenas enfocam o problema ambiental parcialmente, não oferecendo uma análise integrada dos impactos que o sistema econômico tem sobre o meio ambiente em termos de retirada de recursos e despejo de rejeitos. Ademais, não se pode identificar nessas duas teorias nenhum mecanismo que garanta a satisfação dos princípios de sustentabilidade ambiental. No caso da Economia dos Recursos Naturais, por exemplo, a determinação da trajetória ótima de extração de um recurso requer a utilização de uma taxa de desconto, a qual não reflete os interesses das gerações futuras. Além disso, a regra de Hotelling apenas seria verificada em casos em que não houvesse imperfeições de mercado e existência de mercados futuros bem estabelecidos.

No caso da Economia da Poluição, a principal questão é quais são os critérios utilizados para se valorar as externalidades (poluição) geradas e incorporá-las ao cálculo econômico dos agentes. A Economia Ambiental Neoclássica atribui esses valores com base em seus princípios de utilidade e disposição a pagar, desenvolvendo uma série de técnicas

de valoração, as quais estão baseadas nos princípios microeconômicos neoclássicos e na hipótese de racionalidade substantiva dos agentes.

1.3 A Economia Ecológica

A Economia Ecológica é um ramo relativamente recente do conhecimento, estruturado formalmente em 1989 com a fundação da *International Society for Ecological Economics* (ISEE) e com o periódico *Ecological Economics*. A decisão de estruturação da Economia Ecológica se deu em 1987, por ocasião de uma conferência realizada em Barcelona, onde foi colocada a insatisfação de pesquisadores tanto do ramo da economia como das ciências naturais com o potencial da teoria econômica convencional em propor soluções adequadas para problemas ambientais relevantes, ressaltando enfaticamente seu enfoque reducionista⁴. Partiu-se da premissa comum de que a complexidade inerente dos problemas ambientais não permite com que os mesmos sejam analisados pela ótica de apenas uma disciplina. Ao contrário, a natureza da problemática ambiental exige uma integração analítica de várias perspectivas.

No Brasil, a Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECO-ECO)⁵, seção regional da ISEE, foi fundada em meio às discussões da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, em 1992 (Eco-92), momento em que se sentiu oportuna uma divulgação mais sistemática das novas ideias apresentadas por esse novo ramo do conhecimento, o qual tenta superar o reducionismo dos paradigmas da economia convencional, dentro do qual o tratamento das questões ambientais se dá por meio das preferências individuais, e da ecologia convencional, o qual desconsidera as intervenções humanas nos estudos dos ecossistemas naturais (Costanza & Daly, 1987).

⁴ As origens das ideias que hoje fazem parte da estrutura analítica da Economia Ecológica são encontradas, principalmente, nos trabalhos de Boulding (1966), Daly (1968) e Georgescu-Roegen (1971), o quais lançaram as bases para a crítica do enfoque neoclássico dos problemas ambientais, principalmente no que diz respeito às descon siderações das leis da termodinâmica no processo econômico e suas implicações para o principal problema da ciência econômica (a escassez). Para uma revisão mais detalhada sobre a evolução das ideias que conformam hoje a Economia Ecológica ver Ropke (2004).

⁵ Ver <http://www.ecoeco.org.br/index.html>.

A Economia Ecológica advoga, pois, a integração de conceitos das ciências econômicas (e demais ciências sociais e políticas) e das ciências naturais, notadamente a ecologia, oferecendo uma perspectiva integrada e biofísica das interações meio ambiente-economia, objetivando, em primeiro lugar, fornecer soluções estruturais para os problemas ambientais (Van den Bergh, 2000).

Assim, a Economia Ecológica traz implícita a ideia de uma agenda de pesquisa verdadeiramente *transdisciplinar*, cujo fulcro pode ser associado ao objetivo último do desenvolvimento sustentável, entendido como a equidade intra e intergeracional. De acordo com Costanza (1994, p. 111), “a Economia Ecológica é uma nova abordagem transdisciplinar que contempla toda a gama de interrelacionamentos entre os sistemas econômico e ecológico”. “[Ela] engloba e transcende esses limites disciplinares e vê a economia humana como parte de um todo superior. Seu domínio é a totalidade da rede de interações entre os setores econômico e ecológico” (p. 114). Por ser assim, três assertivas sobre a relação entre o sistema econômico e o sistema biofísico que o sustenta são explicitamente reconhecidas pela Economia Ecológica:

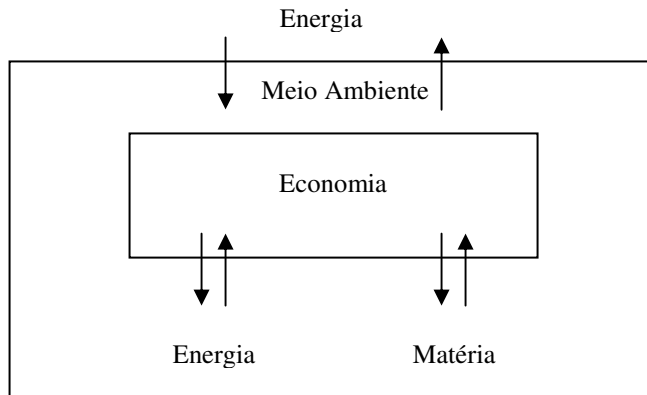
- 1) *“existe una coevolución entre sistemas humano y naturales dentro de un contexto de interacción, influencia, cambio y selección mutuos;*
- 2) *la innovación, el descubrimiento y el cambio aleatorio ocurren em ambos sistemas y configuran la presión que un sistema ejerce sobre el otro, y;*
- 3) *el estado de cualquiera de estos sistemas reflexa la influencia histórica del otro.”* González (2004, p.48)

Além de levar em conta essas formas de relação, a consideração que caracteriza a visão pré-analítica da Economia Ecológica é a do sistema econômico como um subsistema de um ecossistema global maior – finito e materialmente fechado, embora aberto ao fluxo de energia solar –, o qual impõe limites ao crescimento físico do sistema econômico. Além deste reconhecimento explícito, os economistas ecológicos centram seus esforços no entendimento da dinâmica subjacente aos processos naturais e econômicos, na tentativa de compreender as interfaces existentes entre estas duas dinâmicas, conferindo, assim, um caráter holístico e integrado nas análises dos problemas ambientais.

Em termos das relações economia-meio ambiente, a Economia Ecológica busca analisar tais interações adotando um *approach* metodológico pluralista e não mecanicista, na tentativa de ampliar os modelos neoclássicos para incorporar variáveis ecológicas e físicas não contempladas no esquema analítico convencional. Ela enxerga o conjunto economia-meio ambiente como um sistema que evolui, apresentando comportamentos não-determinísticos e cuja complexidade não é totalmente compreendida.

A Economia Ecológica, diferentemente da Economia Ambiental Neoclássica, explicita as trocas de matéria e energia entre o sistema econômico e o meio ambiente (figura 1). Isto é, para os economistas ecológicos a análise do sistema econômico não pode desconsiderar os fundamentos biofísicos e ecológicos que regulam o sistema natural que o sustenta e lhe fornece matéria e energia. Nesse sentido, o maior desafio da Economia Ecológica é compatibilizar e mediar os conceitos de dimensão biofísico-ecológica e os conceitos de dimensão socioeconômica normativa (Amazonas, 2002b).

Figura 1⁶: A economia dentro do meio ambiente.



Fonte: Common & Stagl (2005, p. 2).

Ao adotar o pluralismo metodológico como seu fio condutor, a Economia Ecológica guarda em si uma aparente contradição (Amazonas, 2009a). Isso porque o próprio pluralismo exige que sejam incorporadas (e respeitadas) contribuições minimamente razoáveis e compatíveis com o seu tronco comum. Se, de um lado, a Economia Ecológica

⁶ Embora não explicitamente demonstrado pela figura, há possibilidade de reciclagem parcial da matéria, embora a energia não o possa ser.

esforça-se para a construção de um corpo teórico-analítico independente; de outro, não deve prescindir do diálogo e da consideração de elementos constitutivos da chamada “economia convencional” e “ecologia convencional”, obedecendo-se critérios científicos mínimos.

Ao mesmo tempo em que permite o diálogo com distintas perspectivas, o pluralismo metodológico empresta à Economia Ecológica uma característica singular: o fato de que seu corpo é formado por cientistas de vários ramos dos saberes, os quais possuem diferentes idiosincrasias e formas diversas de se fazer críticas aos paradigmas convencionais, muito embora todos partilhem do senso comum de que estes últimos não incorporam de maneira adequada a questão ambiental. Em que pesem as diferenças e divergências naturais, deve-se ter em mente que o objeto de estudo, em primeira instância, é o sistema econômico e sua interação ecológica com o mundo (Amazonas, 2009a), o que significa que a Economia, enquanto ramo do saber, assume posição de destaque dentro do seu corpo teórico mais amplo. Da perspectiva da teoria econômica convencional, baseada majoritariamente nos princípios de mercado, não se prioriza as relações entre o sistema econômico e seu meio externo.

O ponto acima não indica, de forma alguma, que a Economia Ecológica seja um ramo exclusivo de economistas. Muito pelo contrário, a própria Economia Ecológica admite a insuficiência da visão monodisciplinar para o tratamento de fenômenos complexos, como o são os de ordem ambiental. Enquanto sendo “modificador” por excelência do ambiente, o economista ecológico deve minimamente compreender a dinâmica do sistema econômico, a qual é tratada, ou pelo menos deveria ser, de maneira adequada no campo da Economia. E aí está o ponto fulcral da crítica da Economia Ecológica: de que o tratamento dado pelo *mainstream* da Economia à dinâmica do sistema econômico é insatisfatório, pois dispensa a análise de suas relações com o meio físico que o sustenta.

Por admitir a importância dos fluxos materiais e energéticos para a análise do funcionamento do sistema econômico e pelo fato de que a Economia é, em si, um processo físico, a Economia Ecológica se dedica à análise das leis da termodinâmica e suas implicações para a dinâmica econômica. Especificamente, as duas primeiras leis da

termodinâmica, quais sejam, a lei da conservação da matéria e energia (primeira lei) e lei da entropia (segunda lei), têm implicações para a escassez, considerada o principal problema da Economia. Enquanto recursos escassos, matéria e energia devem ser alvos das análises econômicas.

A primeira lei da termodinâmica estabelece que as quantidades de matéria e energia do universo são constantes, não podendo ser criadas ou destruídas. Esse fato, por mais óbvio que possa parecer, às vezes é negligenciado em alguns modelos econômicos, levando a resultados que contrariam este princípio. Ao dizer que “nada se cria e nada se perde”, a primeira lei reafirma o fato inescapável de que a base material sobre a qual o sistema econômico se reproduz é finita, não sendo possível, portanto, a sua expansão contínua.

De acordo Mueller (2007), apenas a consideração da primeira lei não é suficiente para se superar a epistemologia mecanicista dos fenômenos reais. É preciso incluir considerações relacionadas à lei da entropia⁷ (segunda lei) para se ir além da mecânica.

A segunda lei estabelece que a energia do universo, embora constante, sofre um processo de irreversível mudança de um estado disponível para um estado indisponível. Isto é, há um processo contínuo de elevação da entropia do universo e a energia dissipada não é mais disponível para a realização de trabalho útil, sendo esse processo de dissipação energética governado pela lei da entropia. Em última instância, a natureza entrópica dos fenômenos evidencia a inevitabilidade da escassez dos recursos (matéria e energia)⁸, em especial quando se tem uma perspectiva de longo/longuíssimo prazo, como no caso da Economia Ecológica.

Georgescu-Roegen (1971) foi quem melhor descreveu o sistema econômico enquanto dinâmica de elevação entrópica. Embora este autor admita que a lei da entropia se aplique apenas a sistemas isolados, Georgescu-Roegen aponta que o sistema econômico necessariamente sofre um processo de aumento de entropia, dado que o uso de energia de

⁷ De forma simples e com base nos propósitos aqui estabelecidos, a entropia pode ser entendida como uma medida de energia indisponível num sistema termodinâmico (Amazonas, 2002b). Semelhantemente, entropia também se define como a medida de desordem de um sistema, no sentido de que energia livre ou disponível pressupõe a existência ordenada, enquanto que a energia indisponível é energia dissipada em desordem.

⁸ Georgescu-Roegen (1986) estende o conceito de entropia para a matéria, uma vez que ela também existe em dois estados – o disponível e o indisponível –, e o fluxo entrópico age no sentido de convertê-la para este último estágio.

baixa entropia fornecida pelo Sol deve ser acrescido do uso do capital energético da Terra (energia na forma de combustíveis fósseis, acumulada na crosta terrestre), o que implica que a entropia do sistema aumenta⁹. Esta análise do autor rebate a crítica feita por economistas neoclássicos (Young, 1991), segundo as quais a lei da entropia é irrelevante para a escassez

A Economia Ecológica não se coloca frontalmente contra o uso de recursos do capital energético à disposição da humanidade. Na verdade, as demandas energéticas do atual estilo de crescimento econômico e a atual impossibilidade técnica do uso integral do fluxo de energia solar de baixa entropia exigem que parcelas cada vez maiores deste estoque sejam utilizadas. O que a Economia Ecológica recrimina é o uso irresponsável desses recursos e a desconsideração da finitude da base física que sustenta o sistema econômico. Apesar das possibilidades de relativização destes limites termodinâmicos pelo progresso técnico, a Economia Ecológica adota uma postura de *ceticismo prudente* com relação ao uso dos recursos providos pelo meio ambiente (Amazonas, 2002b). Entretanto, quando se adota uma perspectiva de longuíssimo prazo, pode-se dizer que esta escola é pessimista, pois admite que a continuidade dos atuais padrões de expansão do sistema econômico fará com que a humanidade se depare com uma escassez generalizada de recursos vitais e sofra as consequências de desestabilização crescente do meio ambiente.

Dada a preocupação com a base finita de recursos, o conceito de escala, enquanto tamanho físico do sistema econômico em relação ao sistema maior que lhe sustenta, é de fundamental importância para a Economia Ecológica. Em oposição à Economia Ambiental Neoclássica, os economistas ecológicos consideram que o estudo da escala ótima precede o estudo da alocação ótima. Tendo em vista que o objetivo último da Economia Ecológica “é a sustentabilidade do sistema econômico-ecológico combinado” (Costanza, 1994, p. 116), considera-se que a sustentabilidade ecológica, a qual está relacionada com o conceito de escala do sistema econômico, e a sustentabilidade social, relacionada com distribuição

⁹ Esta análise de Georgescu-Roegen se baseia em extensões de análises da lei da entropia segundo as quais o diferencial do nível entrópico de sistemas abertos ou fechados é definido como a soma algébrica de dois componentes: a “produção” interna de entropia pelo sistema (necessariamente sempre positivo) e a troca líquida de entropia com o meio externo. No caso do sistema econômico, este último componente é também positivo, o que resulta em um diferencial de nível entrópico maior que zero.

equitativa, são os dois critérios imprescindíveis sob os quais se deve promover a eficiência/sustentabilidade econômica. Assim, há, dentro da Economia Ecológica, uma hierarquia dos objetivos, onde a definição da escala do sistema econômico e a justa distribuição dos recursos antecedem a eficiência alocativa (Daly, 1992).

A alocação e a distribuição são conceitos também presentes na análise econômica tradicional. Dada uma determinada distribuição, há uma correspondente situação de ótimo paretiano e um conjunto (ótimo) de preços. A definição da escala física do sistema econômico, por sua vez, é o ponto que diferencia as análises neoclássica e ecológica. A visão pré-analítica do sistema econômico enquanto um subsistema inserido num sistema maior, finito e materialmente fechado (porém aberto ao fluxo energético solar) imediatamente sugere sérias questões envolvendo a ideia de escala: i. qual é a escala do subsistema econômico em relação ao ecossistema terrestre?; ii. qual a magnitude que esta escala *pode* assumir e qual o seu valor máximo? iii. qual *deveria* ser a escala do subsistema econômico em relação ao sistema maior que lhe sustenta? iv. existe uma escala ótima além da qual o crescimento econômico se torna crescimento “*deseconômico*”? (Daly, 1993).

Ainda segundo Daly (1993), uma escala ecologicamente sustentável é aquela em que o fluxo de *throughput*¹⁰ está dentro da capacidade de suporte do sistema (*carrying capacity*) e a escala ótima é aquela que maximiza a diferença entre os estoques de benefícios (*wealth*) e malefícios (“*illth*”) acumulados através do crescimento ou iguala os benefícios marginais e os malefícios marginais do crescimento econômico.

A consideração da escala ótima e ecologicamente sustentável representa um desafio para a Macroeconomia. A colocação de limites para a expansão do sistema econômico desafia e questiona o principal objetivo macroeconômico, qual seja, o do crescimento econômico contínuo. Como afirmam Harris & Goodwin (2003), a incorporação de aspectos ecológicos na teoria macroeconômica exige a substituição do objetivo principal de consumo crescente e uma distinção entre consumo de bens necessários e consumo conspícuo. Em termos de implicações de políticas, as mudanças na teoria macro incluiriam alterações na base de taxação, passando-se a taxar a energia, materiais e fluxos de resíduos,

¹⁰ O termo *throughput* designa os fluxos materiais e energéticos provenientes do meio ambiente e que entram e saem do sistema econômico.

em substituição à renda, trabalho e capital; incremento no investimento público; criação de novas instituições globais para regular os fluxos de capitais e a transferência de fundos para as nações em desenvolvimento.

Outro desafio diz respeito à definição dessa escala ótima/ecologicamente sustentável. Dada a complexidade inerente aos sistemas naturais e a falta de um conhecimento sistêmico sobre todos os processos que ocorrem no meio natural, ainda não é possível conhecer quais são os limiares (*thresholds*) dos ecossistemas e, por conseguinte, a escala que o sistema econômico pode assumir. Em outras palavras, não é possível conhecer até que ponto os ecossistemas naturais podem suportar a expansão do sistema econômico sem sofrerem danos e rupturas irreversíveis.

Diante dessa incerteza, a Economia Ecológica advoga a adoção de uma postura de uso parcimonioso dos recursos naturais, resumida no chamado *Princípio da Precaução*, sendo sua função levar em conta fatores que não são conhecidos, bem como as ações tomadas sobre as consequências da intervenção humana nos ecossistemas (Dorman, 2005).

Além de seu foco maior na escala ótima e na distribuição justa, a Economia Ecológica apresenta outras diferenças com relação à Economia Ambiental Neoclássica (tabela 1)¹¹. Romeiro (2009) resume os elementos distintivos da Economia Ecológica em três pontos: i. comunhão com outras correntes críticas ao pensamento econômico convencional no que diz respeito às hipóteses sobre o comportamento dos agentes econômicos; ii. incorporação da ideia de limites termodinâmicos à expansão material/energética do sistema econômico; e iii. consideração (ou pelo menos uma tentativa de se considerar) a complexidade sistêmica do capital natural e a questão da possibilidade de perdas irreversíveis.

A prioridade à sustentabilidade é, por assim dizer, o marco da Economia Ecológica, sendo que alguns autores a chamam de “economia da sustentabilidade” ou “economia da sobrevivência”, justamente por ter seu foco na preservação das oportunidades das gerações futuras (Mueller, 2007). Diferentemente da Economia Ambiental Neoclássica, a Economia Ecológica evoluiu a partir da própria concepção de desenvolvimento sustentável e

¹¹ Outros autores apontam para os pontos de convergência entre Economia Ambiental Neoclássica e outros oferecem, ainda, uma interpretação neoclássica da Economia Ecológica. A este respeito, ver Venkatachalam (2007 e Stern (1997).

sustentabilidade econômico-ambiental. Já a perspectiva neoclássica tenta lidar com o conceito de desenvolvimento sustentável em sua estrutura analítica, uma vez que, enquanto *mainstream* na teoria econômica, não poderia se furtar em procurar dar respostas aos problemas ambientais. Apesar do fato de que o conceito de desenvolvimento sustentável é amplamente aceito e discutido no âmbito da Economia Ambiental Neoclássica, a incorporação deste conceito em seu arcabouço teórico não se deu de maneira harmônica, devido, principalmente, às inconsistências entre seus princípios constitutivos.

Tabela 1: Diferenças de enfoque entre a Economia Ecológica e a Economia Ambiental Neoclássica.

Economia Ecológica	Economia Ambiental Neoclássica
Escala ótima	Alocação ótima e externalidades
Prioridade à sustentabilidade	Prioridade à eficiência
Satisfação de necessidades básicas e distribuição equitativa	Bem-estar ótimo ou eficiência de Pareto
Desenvolvimento sustentável (global e Norte/Sul)	Crescimento sustentável em modelos abstratos
Pessimismo com relação ao crescimento e existência de escolhas difíceis	Otimismo com relação ao crescimento e existência de opções “win-win”
Coevolução imprevisível	Otimização determinística do bem-estar intertemporal
Foco no longo prazo	Foco no curto e médio prazos
Completa, integrativa e descritiva	Parcial, monodisciplinar e analítica
Concreta e específica	Abstrata e geral
Indicadores físicos e biológicos	Indicadores monetários
Análise sistêmica	Custos externos e valoração econômica
Avaliação multidimensional	Análise custo-benefício
Modelos integrados com relações de causa-efeito	Modelos aplicados de equilíbrio geral com custos externos
Racionalidade restrita dos indivíduos e incerteza	Maximização da utilidade e lucro
Comunidades locais	Mercado global e indivíduos isolados
Ética ambiental	Utilitarismo e funcionalismo

Fonte: Van den Bergh (2000, p. 9).

Outra diferença marcante está relacionada à visão sobre o futuro da humanidade. Como afirma Mueller (2007), na ciência existem essencialmente duas visões: uma que enxerga um futuro cheio de crescente e ilimitada prosperidade, suportada pela convicção de

que os avanços tecnológicos e a capacidade de reorganização social serão capazes de solucionar os problemas de ordem ambiental e econômica; e outra que questiona esse otimismo “cornucopiano”. A Economia Ambiental Neoclássica decididamente se enquadra na primeira visão (visão de sustentabilidade fraca), enquanto que a Economia Ecológica adota uma posição de precaução e de ceticismo com relação à capacidade do ecossistema terrestre suportar as pressões advindas do crescimento econômico. Entretanto, questionar o dogma do crescimento econômico, como faz Daly (1996), significa reverter a lógica que colocou a economia como determinante de outros aspectos da vida do ser humano.

Sobre a questão da valoração dos serviços ecossistêmicos, objeto de análise de capítulos seguintes, a Economia Ecológica, por ser uma área caracterizada pelo pluralismo metodológico e heterogeneidade de enfoque, reúne posições que vão desde o suporte ao exercício valorativo do meio ambiente a posições de relativo descaso à essa temática. O ponto importante a se frisar é que há um consenso entre os economistas ecológicos de que a principal limitação da valoração econômica do meio ambiente atualmente praticada é que ela confere um caráter fortemente economicista às análises envolvendo o meio ambiente, não conseguindo captar valores referentes à maioria dos serviços ecossistêmicos, bem como outras dimensões de seus valores, não contemplando importantes aspectos relacionados à dinâmica dos processos naturais e sua complexidade. Este último ponto pode estar relacionado à grande complexidade das interações ecossistêmicas e à falta de informações que permitem um correto tratamento dessas interações.

Neste trabalho, admite-se que a valoração dos serviços prestados pelo capital natural seja uma discussão de importância crucial para os economistas ecológicos e necessária para uma gestão racional, prudente e sustentável dos recursos naturais. Como será discutido nos próximos capítulos, parte-se do princípio de que a prática atual da valoração é inadequada e um dos principais desafios da Economia Ecológica é o de apresentar propostas metodológicas razoavelmente satisfatórias capazes de contribuir para ampliar o escopo da valoração, tornando-a mais completa do ponto de vista das interfaces entre sistema econômico e ecológico.

Dentro de uma perspectiva econômico-ecológica, Costanza (2001) afirma que o exercício de valoração deve ser ampliado de forma a incorporar os três aspectos (objetivos)

abordados pela Economia Ecológica. Focar apenas no objetivo da eficiência alocativa, como é feito pela economia convencional, não necessariamente conduz à sustentabilidade ecológica e justiça distributiva (Bishop, 1993). Aglutinar todos os três objetivos numa única abordagem de valoração significa tratar as preferências pessoais como endógenas e em coevolução com outras variáveis ecológicas, econômicas e sociais.

Um dos grandes desafios da Economia Ecológica passa a ser então o desenvolvimento de um sistema de valoração no qual o valor monetário seja ponderado com os valores não monetários (ecológicos e sociais). Admitir a incomensurabilidade econômica de alguns aspectos dos sistemas naturais em um contexto de riscos e incertezas requer a utilização de indicadores físicos e sociais de falta de sustentabilidade. De fato, como afirmam Martinez-Alier *et al.* (1998), a Economia Ecológica não deve recorrer a apenas um único tipo de valor, expresso em um simples numerário. Deve, sim, ir além do horizonte das correntes neoclássicas, buscando avaliar em termos físicos os impactos do sistema econômico.

É importante notar, porém, que a Economia Ecológica não descarta integralmente os métodos de valoração existentes, mas concorda que em alguns casos eles não são aplicáveis, devendo-se então utilizar outros métodos que não tenham como resultado um valor monetário puro. Dentre estes, os métodos de valoração multicritério podem auxiliar o processo de tomada de decisões em casos em que a complexidade do problema analisado envolva várias dimensões (ambiental, econômica, política e social). A Economia Ecológica considera que tais métodos podem contribuir para superar as falhas das tradicionais análises custo-benefício e custo-eficiência, uma vez que são capazes de lidar com critérios qualitativos (fatores ecológicos sensíveis) e incertezas sobre impactos atuais e futuros de intervenções antrópicas nos ecossistemas naturais (Gamper & Turcanu, 2007).

A Economia Ecológica não desconsidera a valoração monetária, mas também sugere a utilização de avaliações físicas e sociais das contribuições da natureza e os impactos ambientais da economia humana, medidos em seus próprios sistemas de contabilidade. Ela parte do princípio de que a natureza provê gratuitamente serviços essenciais sobre os quais se apoiam as atividades humanas, como o ciclo de carbono e ciclos de nutrientes, o ciclo da água, a formação dos solos, a regulação do clima, a

conservação e evolução da biodiversidade, a concentração de minerais, a dispersão ou assimilação de contaminadores e as diversas formas utilizáveis de energia, sendo as cifras monetárias de tais serviços ecossistêmicos dificilmente obteníveis e/ou metodologicamente incoerentes/viesadas.

1.4 Notas conclusivas

Este capítulo teve como objetivo apresentar as duas vertentes principais da teoria econômica que tratam das questões ambientais. Foi visto que a Economia Ambiental Neoclássica é uma tentativa por parte do *mainstream* econômico de incorporar em seus modelos a ideia de sustentabilidade ambiental. Ela considera que, em última instância, o meio ambiente não oferece obstáculos maiores ao crescimento econômico, uma vez que o progresso tecnológico poderá relativizar o efeito da escassez de recursos no processo produtivo. Este otimismo está baseado no chamado princípio da sustentabilidade fraca, o qual considera o capital natural e o capital construído pelo homem como substitutos. Seu instrumental analítico se preocupa basicamente com o bem-estar dos indivíduos e com a alocação ótima dos recursos. Conceitos de escala ótima e distribuição justa assumem um papel secundário em sua análise.

A Economia Ecológica parte de uma visão pré-analítica distinta, na qual a economia é um subsistema de um sistema maior que o sustenta. Sendo este último finito e materialmente fechado, os economistas ecológicos têm como principal preocupação os limites biofísicos que constroem o sistema econômico. A premissa básica é de que os sistemas naturais são entidades complexas, repletas de não linearidades e irreversibilidades, e que a degradação crescente do meio ambiente pode comprometer seriamente a capacidade de o sistema maior suportar o sistema econômico e a vida humana. Assim, a Economia Ecológica volta-se contra alguns pressupostos neoclássicos, principalmente no que diz respeito aos critérios da sustentabilidade fraca, o otimismo tecnológico e a ênfase na eficiência alocativa. Para ela, a sustentabilidade ecológica (questões sobre a escala física do sistema econômico) e a sustentabilidade social (justa distribuição intra e intergeracional dos recursos) devem preceder a busca do ótimo paretiano.

Por estar fundada numa análise biofísico-ecológica do sistema econômico, a Economia Ecológica combina conceitos provenientes das ciências naturais (biologia, ecologia, termodinâmica) e das ciências sociais (economia, política) com o objetivo de propiciar uma análise integrada das interfaces entre sistema econômico e meio ambiente, superando o caráter reducionista presente nas análises de cunho neoclássico. Em sendo assim, considera-se que a Economia Ecológica oferece um instrumental analítico mais condizente com os critérios de sustentabilidade e com a preservação da vida no planeta.

Em se tratando do capital natural e seus serviços, tema do próximo capítulo, o instrumental neoclássico é inadequado para lidar com a problemática de sua degradação. Isso porque o capital natural e seus serviços são extremamente peculiares, no sentido de que são, em sua maioria, insubstituíveis. Devido a isso, surgem desafios teóricos e metodológicos no que tange ao tratamento de questões como irreversibilidade e nível crítico.

CAPÍTULO 2 – SISTEMA ECONÔMICO, CAPITAL NATURAL E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

“The drama of life is like a puppet show in which stage, scenery, actors and all are made of the same stuff. The players indeed, “have their exits and their entrances”, but the exit is by way of translation into the substance of the stage; and each entrance is a transformation scene. So stage and players are bound together in the close partnership of an intimate comedy; and if we would catch the spirit of the piece our attention must not all be absorbed in the characters alone, but must be extended also to the scene, of which they are born, on which they play their part, and with which, in a little while, they merge again.”

Lotka (1956, p. 183)

2.1 Introdução

Este capítulo tem por objetivo apresentar os conceitos de capital natural, ecossistemas e serviços ecossistêmicos, mostrando também as suas classificações e suas interações com o bem-estar humano. Partindo-se do princípio de que a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas são profunda e irremediavelmente dependentes dos serviços gerados pelos ecossistemas, é premente o estudo da dinâmica de geração dos serviços ecossistêmicos e suas interações com as variáveis humanas. Mais importante, é preciso conhecer de que forma fenômenos antrópicos, como o crescimento econômico e o crescimento populacional, afetam a capacidade dos ecossistemas gerarem serviços essenciais à vida no planeta.

A definição mais comum para capital natural é de que este se refere à totalidade dos recursos naturais disponíveis e que geram fluxos de serviços que contribuem para o bem-estar humano. A rigor, o capital natural não pode ser considerado como a totalidade dos ecossistemas terrestres e marinhos, uma vez que estes últimos possuem componentes que ainda não são conhecidos e cuja contribuição para o bem-estar humano não pode ser definida. Entretanto, este trabalho considerará que mesmo aqueles elementos não conhecidos contribuem direta ou indiretamente para suportar as atividades humanas, pois

desempenham uma função ecológica dentro dos seus respectivos sistemas. Portanto, a definição aqui adotada para capital natural é da totalidade dos ecossistemas da biosfera.

Enquanto objeto de pesquisa, o interesse pelos ecossistemas e por seus serviços têm aumentado exponencialmente nos últimos anos. A Avaliação Ecológica do Milênio, conduzida entre 2001 e 2005 através de uma parceria entre diversas instituições internacionais e com o suporte de vários governos, teve como objetivo fornecer bases científicas para a gestão sustentável dos ecossistemas, permitindo a provisão contínua dos serviços por eles gerados. Esse esforço único de sistematização das informações relativas aos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano demonstra o fato de que a comunidade internacional reconhece a necessidade e a urgência de se tomarem medidas inovadoras no sentido de proteger os ecossistemas, dosando a sua preservação com os objetivos de desenvolvimento econômico. O primeiro passo na direção da adoção de políticas para gestão sustentável dos ecossistemas deve ser o de incrementar o conhecimento humano sobre a dinâmica ecológica e as complexidades que envolvem os ecossistemas (Bennet *et al.*, 2005).

Na segunda seção são revistos os conceitos de capital natural, ecossistemas e suas propriedades, bem como as relações entre estes e o sistema econômico. A escala do sistema econômico e o estilo de desenvolvimento predominante são os principais fatores de mudanças adversas nos ecossistemas. Apesar do relativo consenso de que o sistema econômico vem afetando de maneira irreparável o capital natural terrestre e sua capacidade de provisão de serviços, pouco se tem feito no sentido de se reconciliá-los.

A terceira seção traz o conceito e taxonomia das funções e serviços ecossistêmicos. Em seguida, são apresentadas as relações entre bem-estar humano e serviços ecossistêmicos. Por fim, são discutidos alguns aspectos relevantes de uma análise focada no estudo dos fluxos de serviços ecossistêmicos.

2.2 Capital natural, ecossistemas e sistema econômico

Historicamente, o termo capital natural foi primeiramente utilizado como metáfora para se referir aos recursos naturais disponíveis ao homem. Entretanto, apenas no final do

século XX é que o termo deixa de ser apenas uma metáfora usada para chamar atenção ao problema da depleção dos recursos naturais e passa a ser um conceito formal e técnico, utilizado juntamente com definições de outros tipos de capital¹² (Daly & Coob Jr., 1989).

Segundo Roterling (2008), “capital” refere-se a um fator de produção produzido pelo sistema econômico ou a ativos financeiros subjacentes a esses fatores. Em termos gerais, pode-se dizer que “capital” designa os estoques de materiais ou informações existentes num determinado período que geram fluxos de serviços que podem ser usados para transformar outros materiais ou sua configuração espacial, contribuindo para a melhoria do bem-estar humano (Costanza *et al.*, 1997).

O capital natural pode ser considerado como o estoque de recursos naturais existentes que geram um fluxo de serviços tangíveis e intangíveis direta e indiretamente úteis aos seres humanos, conhecido como renda natural (Costanza & Daly, 1992). Em outras palavras, o capital natural é a totalidade dos recursos oferecidos pelo ecossistema terrestre que suporta o sistema econômico, os quais contribuem direta e indiretamente para o bem-estar humano¹³. Essa definição explicitamente considera a ideia de que o sistema econômico é um subsistema de um sistema maior que o sustenta e que lhe fornece os meios necessários para sua expansão.

Vários autores criticam a noção de natureza como um tipo de capital. Roterling (2008), por exemplo, afirma que o termo é incoerente e desnecessário, pois se a natureza pode ser considerada como um tipo de capital, é difícil refutar o argumento da economia convencional de que a natureza pode ser destruída desde que haja incrementos em outros

¹² Além do capital natural, tem-se também o capital humano, o capital manufaturado (ou capital físico) e o capital social. Importante salientar a profunda dependência das formas de capital construído pelo homem com relação ao capital natural, sem o qual as primeiras não existiriam (Costanza *et al.*, 1997).

¹³ Aqui, mais uma vez, vale a ressalva de que, a rigor, há uma diferença entre os conceitos de ecossistemas naturais e capital natural. O primeiro, mais amplo, refere-se aos sistemas que englobam as complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físicos e biológicos, nos quais o homem é parte integral (MEA, 2003). Capital natural, por sua vez, refere-se apenas à parte do estoque de recursos (bióticos e abióticos) dos ecossistemas que geram serviços direta ou indiretamente apropriáveis pelo homem. Essa diferenciação é importante na medida em que nem todas as funções/processos e/ou componentes dos ecossistemas são conhecidos, não podendo ser considerados integrantes do capital natural, muito embora se saiba que, do ponto de vista ecológico, tais processos e funções possuem importância (e conseqüentemente valor) para o funcionamento do todo ecossistêmico. Quando se utiliza o termo “ecossistema”, implicitamente está se considerando um sistema natural específico, com fronteiras definidas. O termo capital natural, doravante, será utilizado como referência ao conjunto de ecossistemas terrestres e marinhos.

tipos de capital¹⁴. Chiesura & De Groot (2003) afirmam que o conceito de capital natural, tal como é comumente enunciado, reitera o reducionismo e o antropocentrismo neoclássico.

Neste trabalho, o conceito de capital natural utilizado considera todos os fluxos de benefícios tangíveis e intangíveis provenientes de todos os recursos naturais e que são direta e indiretamente apropriáveis pelo homem, englobando todos os recursos presentes no conjunto dos ecossistemas. Ao adotar este conceito mais amplo, a definição aqui adotada confere ao capital natural um caráter multidimensional, no qual dimensões ecológica, econômica e sociocultural estão relacionadas e se interagem para a promoção do bem-estar humano (Berkes & Folke, 1994).

Daly & Farley (2004), seguindo divisão originalmente sugerida por Georgescu-Roegen (1971), classificam os componentes do capital natural em recursos estoque-fluxo e recursos fundo-serviço (*stock-flow resources* e *fund-service resources*, respectivamente). Recursos estoque-fluxo são aqueles provenientes do capital natural que são incorporados ao produto final. Produzem um fluxo material que pode ser de qualquer magnitude (limitado pelo tamanho do estoque), sendo que o estoque que o gerou pode ser usado a qualquer taxa. A unidade apropriada para mensurar a produção de um recurso estoque-fluxo é a quantidade física de bens que podem ser produzidos, sendo que o fluxo material resultante pode ser estocado para usos futuros.

Os recursos fundo-serviço, por sua vez, são aqueles que não são incorporados ao produto final. Eles produzem serviços a taxas fixas e não podem ser estocados para uso futuro. Ao contrário dos recursos estoque-fluxo, os quais são completamente “gastos” no processo de produção, os recursos fundo-serviço são apenas depreciados (embora constantemente renovados pela energia solar), podendo ser reutilizados em um novo ciclo de produção. A preocupação central é com a capacidade de os recursos fundo-serviço proverem seus serviços¹⁵.

Além das características de estoque-fluxo e fundo-serviço, a maior parte dos componentes do capital natural são *não rivais e não excludentes*, conferindo-os como bens

¹⁴ Ver adiante discussão sobre as possibilidades de substituição ente os vários tipos de capital.

¹⁵ Como se verá adiante, estes são conhecidos como serviços ecossistêmicos.

públicos. Tais características são relevantes, no sentido de que possuem implicações no modo como estes recursos devem ser manejados.

Rivalidade refere-se a uma característica física de um bem cujo consumo por parte de um agente econômico reduz a quantidade disponível para consumo de outros agentes econômicos. Em outras palavras, um bem é rival quando é impossível seu consumo simultâneo e/ou quando o consumo de um agente econômico “desgasta” este mesmo bem, deixando quantidades menores para o consumo de outrem¹⁶. Todos os recursos estoque-fluxo são rivais e todos os bens não rivais são considerados fundo-serviço.

Por seu turno, a característica de bens excludentes ou não excludentes refere-se a um atributo legal de um bem que previne o seu consumo simultâneo por parte de vários agentes. Isto é, o conceito está relacionado com a definição de direitos de propriedade, permitindo que um agente restrinja o consumo de um bem cujo direito de propriedade lhe é atribuído. Como exemplo clássico, tem-se a camada de ozônio, cujo direito de propriedade é impossível de ser distribuído entre os agentes econômicos.

Ainda sobre a natureza dos componentes do capital natural, é necessário tecer alguns comentários sobre seu caráter complementar¹⁷ ao capital produzido pelo homem. Embora alguns economistas de cunho neoclássico advoguem uma relação de substituição entre estes dois tipos de capital, o fato é que a hipótese de substituíbilidade entre o capital natural e o capital construído pelo homem possui pouco suporte lógico e prático. Segundo Costanza & Daly (1992), se o capital construído pelo homem fosse um substituto perfeito do capital natural, este também seria um substituto perfeito para o primeiro. Se esse fosse o caso, não haveria necessidade de produção de capital construído pelo homem, uma vez que o capital natural já está disponível. É esse caráter de complementaridade entre capital

¹⁶ Segundo Daly & Farley (2004), um pedaço de pizza é claramente rival pois o seu consumo por um indivíduo torna impossível o consumo do mesmo pedaço de pizza por outro indivíduo. Uma bicicleta também é bem rival, muito embora um outro agente possa “consumi-la” após sua utilização por um agente. Neste último caso, porém, a bicicleta estará “desgastada”, satisfazendo, assim, o conceito de rivalidade. Interessante notar que um serviço ecossistêmico fundamental – capacidade de absorção de resíduos – é rival, no sentido de que a seu uso por parte de um agente, “reduz” sua quantidade para outro agente.

¹⁷ Essa mesma natureza complementar também se aplica entre os recursos estoque-fluxo e fundo-serviço.

natural e capital produzido pelo homem que faz com que o fator escasso também seja o fator limitante do desenvolvimento econômico¹⁸.

Quanto aos ecossistemas, o seu interesse enquanto objeto de pesquisa é relativamente recente, tendo ganhado importância considerável devido à crescente preocupação sobre as interconexões entre o estado dos ecossistemas, o bem-estar das populações humanas e os impactos negativos que mudanças drásticas nos fluxos de serviços essenciais prestados pelos ecossistemas podem ter sobre o bem-estar das sociedades.

Os ecossistemas são sistemas que englobam as complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físicos e biológicos, nos quais o homem é parte integral (MEA, 2003). 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*”) (Levin, 1998), numa combinação de efeitos negativos e positivos responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações entre os organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente (Tansley, 1935).

O conjunto de indivíduos e comunidades de plantas e animais (recursos bióticos¹⁹) que compõem os ecossistemas, sua idade e distribuição espacial, juntamente com os recursos abióticos (combustíveis fósseis, minerais, terra e energia solar) é conhecido como estrutura ecossistêmica, a qual fornece as fundações sobre as quais os processos ecológicos ocorrem (Daly & Farley, 2004; Turner & Daily, 2008)²⁰. A maioria dos ecossistemas

¹⁸ Se o capital natural e o capital produzido pelo homem fossem substitutos, como querem os adeptos da chamada sustentabilidade fraca, não haveria necessidade de se preocupar com a trajetória de utilização do capital natural.

¹⁹ Os recursos bióticos podem ser divididos em sua parte autótrofa, que compreende os organismos que, a partir de compostos inorgânicos, fabricam seu próprio alimento mediante fotossíntese ou quimiossíntese, e em sua parte heterótrofa, composta pelos organismos que utilizam, reorganizam ou decompõem os materiais complexos sintetizados pelos autótrofos (Odum, 1975).

²⁰ Um dos principais componentes da estrutura dos ecossistemas é a chamada biodiversidade, a qual pode ser definida como a variabilidade entre os organismos vivos entre ecossistemas terrestres, marinhos e outros

apresenta milhares de elementos estruturais, cada um exibindo variados graus de complexidade. Estes elementos, por sua vez, exibem comportamentos evolucionários e não mecanicistas (Costanza *et al.*, 1993). Devido a isso, os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, o que faz com que não seja possível fazer previsões de intervenções baseadas apenas em conhecimentos sobre cada componente individual.

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

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

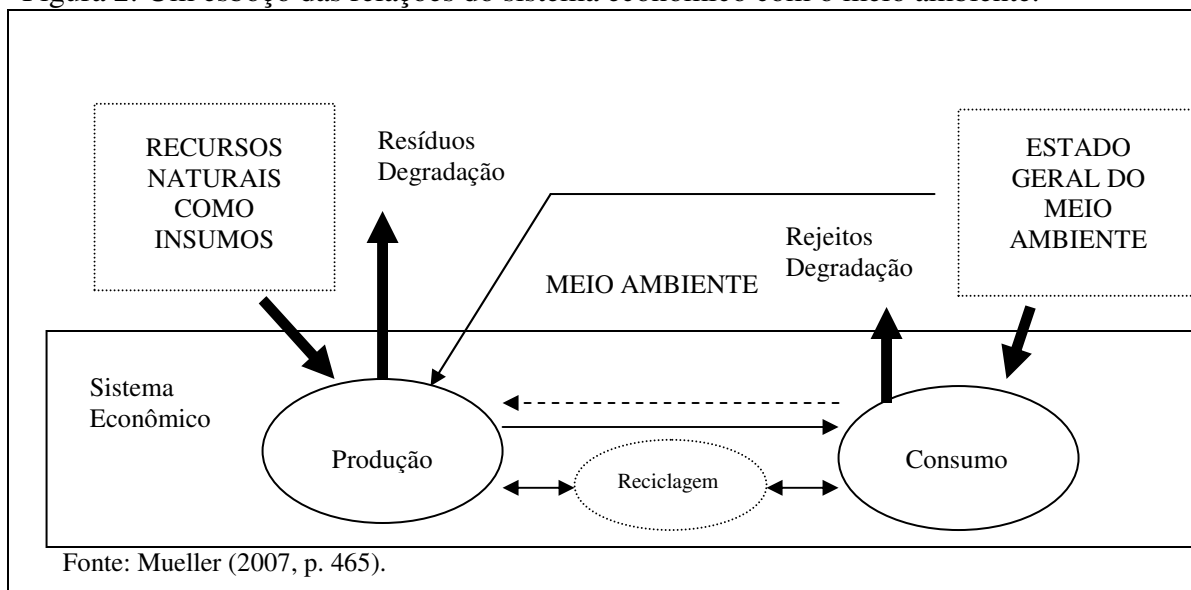
O ponto de mudança de patamar (ou de ruptura) é definido como o limiar de resiliência do ecossistema. Os limiares, ou pontos de ruptura (*breakpoints*), são aqueles pontos-limite além dos quais há um dramático e repentino desvio em relação ao comportamento médio dos ecossistemas (MEA, 2003). A possibilidade de perdas irreversíveis, bem como a ignorância relativa ao funcionamento sistêmico, imprimem elevado grau de incerteza em estudos que utilizam o conceito de ecossistemas como

ecossistemas aquáticos, além de todos os processos ecológicos dos quais tais organismos fazem parte (CBD, 1992, artigo 2). 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). No final deste capítulo são feitas algumas considerações sobre a biodiversidade.

unidade básica de análise (Daly & Farley, 2004), evidenciando a necessidade de adoção de comportamentos precavidos diante de incerteza e riscos (Romeiro, 2002)²¹.

Além de suas características intrínsecas de variabilidade e coevolução, os ecossistemas são profundamente modificados pela ação humana. O sistema econômico interage com o meio ambiente, extraindo recursos naturais (componentes estruturais dos ecossistemas) e devolvendo resíduos (figura 2). Além disso, altera consideravelmente o espaço em que atua em função de sua expansão. Assim, pode-se dizer que o sistema econômico tem impactos sobre os ecossistemas, sendo tais impactos funções da sua escala (tamanho, dimensão) e do estilo dominante de crescimento econômico (modo pelo qual o sistema econômico se expande).

Figura 2: Um esboço das relações do sistema econômico com o meio ambiente.



²¹ A adoção de uma postura precavida com relação às intervenções nos ecossistemas fundamenta-se no chamado Princípio da Precaução, como já mencionado no capítulo anterior. A Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento estabelece que “para a proteção do meio ambiente, a abordagem da precaução deverá ser amplamente aplicada pelos Estados de acordo com suas capacidades. Onde existirem ameaças de danos sérios ou irreversíveis, a falta de plena certeza científica não deverá ser usada como uma razão para postergar medidas custo-efetivas para prevenir a degradação ambiental” (Princípio 15, *Rio Declaration on Environment and Development*, 1992).

Os efeitos combinados da escala, cuja expansão se acelerou fortemente nas últimas décadas, e do estilo de crescimento, tem conduzido o mundo a uma era onde o capital natural assume o lugar do capital (manufaturado) como o fator limitante do desenvolvimento econômico²². Nesse sentido, a lógica econômica de maximização da produtividade do fator mais escasso (e de aumento de sua oferta) deveria estimular o desenho de políticas econômicas voltadas a incrementar a produtividade dos ecossistemas e dos benefícios deles derivados (Daly, 1996; Costanza, 2000; Daly & Farley, 2004).

É possível apontar três perspectivas teóricas que buscam analisar os impactos ambientais provocados pela intervenção antrópica sobre os ecossistemas (York *et al.*, 2003). A primeira delas, conhecida como abordagem da ecologia humana, aplica princípios ecológicos para compreender as sociedades humanas, afirmando que, embora a capacidade do homem no que diz respeito à organização, tecnologia e cultura o distancie das demais espécies, suas ações são sempre limitadas por condições ecológicas.

A segunda, neoclássica, aponta para os efeitos da modernização (tecnológica, econômica e institucional) sobre o grau de impacto que as atividades humanas podem ter sobre os ecossistemas, sugerindo que os problemas ambientais globais podem ser resolvidos através de modificações em intuições econômicas e sociopolíticas, sem necessariamente renunciar (ou reduzir) ao crescimento econômico, ao capitalismo e à globalização (York *et al.*, 2003). Este otimismo em relação à degradação ambiental está em contraste com a terceira perspectiva, da economia política da sustentabilidade, segundo a qual o conflito existente entre economia e ecossistemas apenas será resolvido a partir de reestruturação radical da sociedade e de imposição de limites à expansão contínua da produção²³.

A pressão exercida pelo sistema econômico sobre os ecossistemas depende do tamanho da população, do padrão de consumo e da tecnologia. Do ponto de vista da

²² Este ponto será melhor desenvolvido no capítulo seguinte.

²³ Dentro da perspectiva da economia política da sustentabilidade, a reversão dos processos de degradação dos ecossistemas e o alcance da chamada 'sustentabilidade forte' só podem ser obtidos através de uma reestruturação dos valores culturais da sociedade. Esta mudança institucional poderia alterar o *modus operandi* das sociedades, substituindo o objetivo máximo de acumulação de riqueza material pela acumulação de riqueza 'espiritual' propiciada por atividades sociais e culturais. A esse respeito, ver Romeiro (2000).

Economia Ecológica, a tecnologia pode relativizar esta pressão, mas não evitar que ela produza uma catástrofe ambiental caso a população e/ou consumo cresçam indefinidamente. Isso porque a Economia Ecológica parte de uma visão pré-analítica distinta da Economia Neoclássica. Enquanto esta última considera que os ecossistemas são neutros e passivos, reagindo frequentemente de maneira benigna às intervenções do sistema econômico, a primeira admite a possibilidade de ocorrência de perdas irreversíveis e potenciais rupturas nos ecossistemas que podem causar danos irreparáveis à humanidade (Mueller, 2007).

Com a emergência da escola neoclássica, a ideia de um obstáculo absoluto ao crescimento imposto pelo meio ambiente é substituída pela crença no avanço tecnológico como elemento chave capaz de relativizar indefinidamente os limites ambientais ao crescimento econômico. A tradição neoclássica procurou legitimar a convicção de que o sistema capitalista e os padrões de consumo dele decorrentes não seriam obstados pelo meio natural. Ao mesmo tempo em que reconhece a existência de possíveis problemas decorrentes da degradação ambiental, esta escola postula que crescimento econômico extra é capaz de solucioná-los, bem como aumentar o bem-estar e senso de justiça dentro das sociedades (Grossman & Grueger, 1994; Friedman, 2005). As possibilidades de substituição dos recursos naturais por outros fatores de produção, mormente trabalho e capital reprodutível, juntamente com os avanços no progresso tecnológico, eliminariam os óbices trazidos pela escassez provocada pela depleção dos ecossistemas e recursos naturais (Solow, 1974).

A relação entre crescimento econômico e degradação ambiental frequentemente é analisada em termos da chamada Curva Ambiental de Kuznets. Em sua versão original, Kuznets (1955) procura estabelecer uma relação entre distribuição individual da renda e o crescimento. Utilizando informações para os Estados Unidos (EUA), Inglaterra e Alemanha, o autor chega à conclusão de que a distribuição individual da renda tende a piorar nos primeiros estágios do crescimento econômico, passando, a partir de determinado ponto, a apresentar melhoras com o crescimento da renda *per capita*, dando origem à conhecida curva em “U invertido”.

Em sua versão ambiental, o formato da curva sugere que nos primeiros estágios de crescimento das economias, em que as mesmas passam de uma fase essencialmente agrícola para uma fase de industrialização e modernização, haveria uma correlação positiva entre o aumento da renda *per capita* e a emissão de poluente e degradação ambiental no geral. Entretanto, a partir de determinado ponto, fatores como mudanças na composição da produção e consumo, aumento do nível educacional e de consciência ambiental, bem como sistemas políticos mais abertos, amorteceriam o processo anterior, levando a uma reversão da relação encontrada no início do processo de crescimento. Para alguns autores, essa interpretação permite dizer que o próprio desenvolvimento tecnológico leva ao aumento da produtividade e à utilização mais intensa de métodos produtivos menos nocivos ao meio ambiente, em decorrência da imposição de leis ambientais mais rígidas e exigências do mercado externo (Arraes *et al.*, 2006).

Embora não exista consenso sobre a sustentação empírica das relações sugeridas pela Curva Ambiental de Kuznets, o fato é que existe uma extensa lista de trabalhos que se preocuparam em analisar as relações entre o crescimento econômico e degradação ambiental ou qualidade dos ecossistemas²⁴, o que sugere que ainda existe uma grande lacuna a ser preenchida no que se refere à compreensão dos impactos de fatores econômicos sobre os ecossistemas.

Não obstante ao otimismo neoclássico, nota-se uma crescente adesão à ideia de que a escala do sistema econômico e os padrões de consumo decorrentes do estilo de desenvolvimento em curso são insustentáveis do ponto de vista ecológico. Um recente número especial da revista *New Scientist*, intitulado “*The folly of growth: how to stop the economy killing the planet*” (New Scientist, 2008), aponta para uma certa unanimidade sobre a necessidade de uma maior harmonia entre economia e ecossistemas. Apesar desse reconhecimento explícito, pouco ainda foi feito no sentido de conciliar o sistema econômico com o sistema maior que o sustenta. Isso se deve, em primeiro lugar, ao fato de que considerar os limites biofísicos impostos pelos ecossistemas à escala do sistema

²⁴ Para uma revisão dos trabalhos sobre a relação entre meio ambiente e crescimento econômico ver Panayotou (2000) e Stern (1998).

econômico significa desafiar o dogma do crescimento econômico e questionar os fundamentos da sociedade de consumo de massa.

Em segundo lugar, deve-se salientar o ainda limitado conhecimento humano sobre a dinâmica subjacente aos ecossistemas, bem como os esforços ainda tímidos no sentido de se desenvolver análises integradas dos sistemas natural e econômico. É fundamental a compreensão dos processos (funções) ecossistêmicos que dão origem aos benefícios prestados e as interfaces destes com o bem-estar humano.

2.3 Funções e serviços ecossistêmicos

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 (Daly & Farley, 2004). Tais funções, consideradas um subconjunto dos processos ecológicos e das estruturas ecossistêmicas (De Groot *et al.*, 2002), criam uma verdadeira integridade sistêmica dentro dos ecossistemas, criando um todo maior que o somatório das partes individuais.

O conceito de funções ecossistêmicas é relevante no sentido de que por meio delas se dá a geração dos chamados serviços ecossistêmicos, que são os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas. Dentre eles pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo, etc. (Daily, 1997; Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2003)²⁵. São, em última instância, fluxos de materiais, energia e informações derivados dos ecossistemas naturais e cultivados que, combinados com os demais tipo capital (humano, manufaturado e social) produzem o

²⁵ Tal como na Avaliação Ecossistêmica do Milênio, o conceito aqui adotado para serviços ecossistêmicos segue Daily (1997), ao agrupar sobre a mesma denominação os “bens” (tangíveis, como alimentos, fibras, madeiras, etc) e “serviços” (benefícios muitas vezes intangíveis) gerados pelos ecossistemas naturais. Pode-se, alternativamente, considerar os bens ecossistêmicos (recursos estoque-fluxo) como uma classe distinta dos serviços ecossistêmicos (recursos fundo-serviço).

bem-estar humano. Tal como no caso dos ecossistemas, o conceito de serviços ecossistêmicos é relativamente recente, sendo utilizado pela primeira vez no fim da década de 1960 (King, 1966; Helliwell, 1969).

As funções ecossistêmicas são reconceituadas enquanto serviços de ecossistema na medida em que determinada função traz implícita a ideia de valor humano. De modo geral, uma função ecossistêmica gera um determinado serviço ecossistêmico quando os processos naturais subjacentes desencadeiam uma série de benefícios direta ou indiretamente apropriáveis pelo ser humano, incorporando a noção de utilidade antropocêntrica. Em outras palavras, uma função passa a ser considerada um serviço ecossistêmico quando ela apresenta possibilidade/potencial de ser utilizada para fins humanos (Huetting *et al.*, 1998).

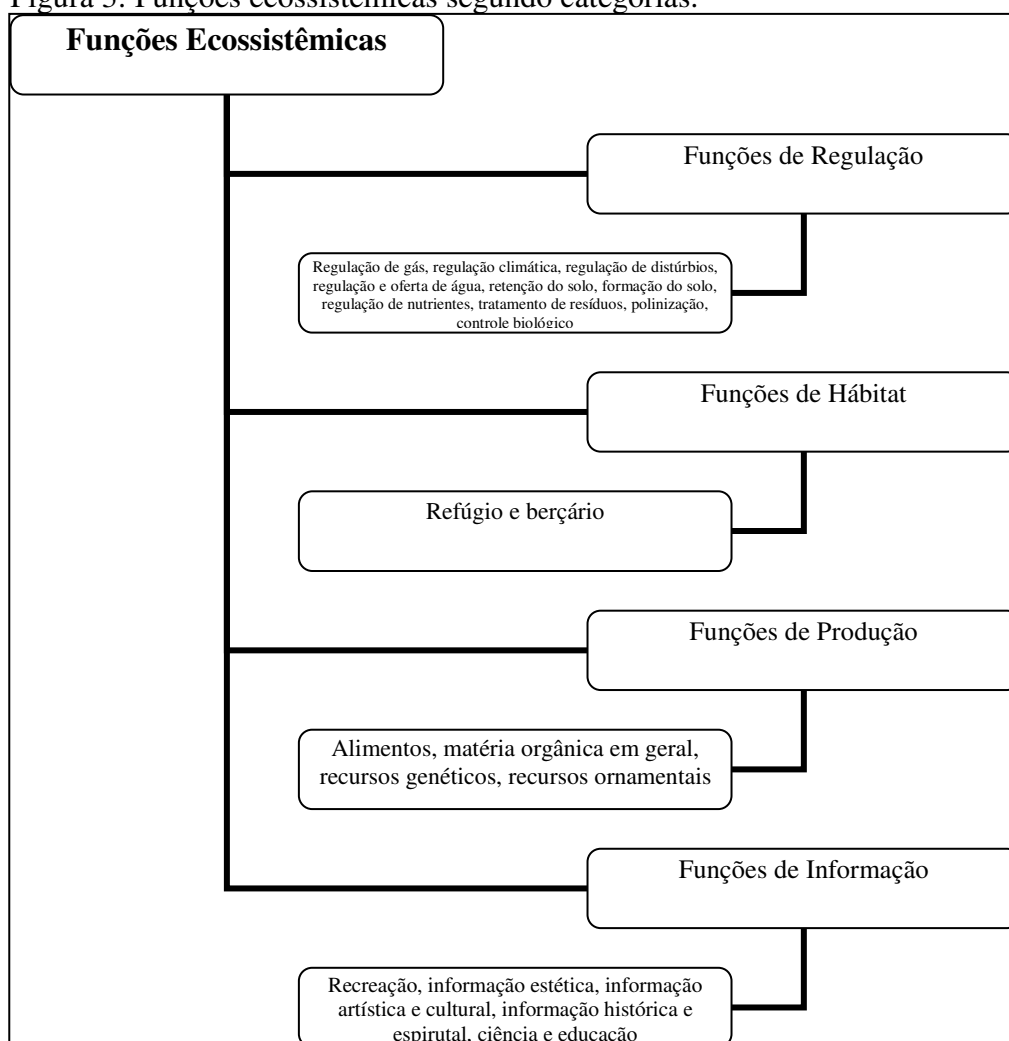
Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico (Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002). A natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes, resguardando a capacidade dinâmica dos ecossistemas em gerar seus serviços (Limburg & Folke, 1999). Além disso, o fato de que a ocorrência das funções e serviços ecossistêmicos poder se dar em várias escalas espaciais e temporais torna suas análises uma tarefa ainda mais complexa.

A vida no planeta Terra está intimamente ligada à contínua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos (MEA, 2005a; Sukhdev, 2008). A demanda humana pelos mesmos vem crescendo rapidamente, ultrapassando em muitos casos a capacidade de os ecossistemas fornecê-los. Em sendo assim, faz-se premente não apenas o esforço de compreensão da dinâmica inerente aos elementos estruturais dos ecossistemas, mas também é de fundamental importância entender quais são os mecanismos de interação entre os fatores de mudança dos ecossistemas e sua capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos, bem como seus impactos adversos sobre bem-estar humano.

A despeito de sua grande variedade, as funções ecossistêmicas podem ser agrupadas em quatro categorias primárias, quais sejam: i. funções de regulação; ii. funções de hábitat;

iii. funções de produção; e iv. funções de informação (De Groot *et al.*, 2002). As duas primeiras classes proporcionam suporte e manutenção dos processos e componentes naturais, contribuindo para a provisão das demais funções (figura 3)²⁶.

Figura 3: Funções ecossistêmicas segundo categorias.



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

²⁶ Assim como a classificação, a descrição das funções ecossistêmicas dentro de cada categoria baseia-se em De Groot *et al.* (2002).

As funções de regulação estão relacionadas à capacidade dos ecossistemas regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida, através de ciclos biogeoquímicos e outros processos da biosfera. Todos esses processos são mediados pelos fatores abióticos de um ecossistema, juntamente com organismos vivos através de processos evolucionários e mecanismos de controle. Além de manterem a saúde dos ecossistemas, as funções de regulação têm impactos diretos e indiretos sobre as populações humanas.

Entre as funções de regulação da biota em escala global, encontra-se aquela responsável pela composição química da atmosfera, dos oceanos e da biosfera como um todo – equilíbrio entre o oxigênio e dióxido de carbono, manutenção da camada de ozônio, etc. Esta é mantida por processos biogeoquímicos, os quais são influenciados pelos componentes bióticos e abióticos de um ecossistema.

Outras funções de regulação são aquelas relacionadas aos aspectos estruturais dos ecossistemas, como a cobertura vegetal e o sistema de raízes: a capacidade de prevenção (ou mitigação) de distúrbios (ou danos naturais), que resulta da habilidade dos ecossistemas naturais em tornar menos severos os efeitos de desastres e eventos de perturbação natural/não natural; capacidade de absorção de água e resistência eólica da vegetação; a capacidade de filtragem e estocagem de água, que regulam sua disponibilidade ao longo das estações climáticas; a capacidade de retenção (proteção) de solo, que previne o fenômeno de erosão e compactação do solo, beneficiando diretamente as funções ecossistêmicas que dependem deste recurso em boas condições naturais, como as (re)ciclagens de nutrientes vitais ao crescimento e ocorrência das formas de vida, tais como nitrogênio, enxofre, fósforo, cálcio, magnésio e potássio. Estas funções se traduzem também em serviços ecossistêmicos de assimilação e reciclagem de resíduos (orgânicos e inorgânicos) através de diluição, assimilação ou recomposição química. As florestas, por exemplo, filtram partículas presentes na atmosfera, enquanto que alguns ecossistemas aquáticos podem funcionar como “purificadores” para alguns dejetos da atividade humana.

As funções ecossistêmicas relacionadas à reprodução vegetal, como a polinização, que resulta das atividades de algumas espécies, tais como insetos, pássaros e morcegos, se

traduzem também em serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da produtividade agrícola. Do mesmo modo, a cadeia de presas e predadores dos ecossistemas naturais próximos a áreas agrícolas oferecem o serviço ecossistêmico de regulação biológica que reduz o praguejamento das culturas.

No que se refere às funções classificadas como de hábitat, estas são essenciais para a conservação biológica e genética e para a preservação de processos evolucionários. De Groot *et al.* (2002) citam as funções de refúgio e berçário, sendo a primeira delas concernente ao fato de que ecossistemas naturais fornecem espaço e abrigo para espécies animais e vegetais, contribuindo para a manutenção da diversidade genética e biológica. A segunda relaciona-se ao fato de que muitos ecossistemas, principalmente ecossistemas costeiros, possuem áreas ideais para a reprodução de espécies que muitas vezes são capturadas para fins comerciais, proporcionando a sua perpetuação.

As funções de produção estão ligadas à capacidade dos ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano, a partir da produção de uma variedade de hidrocarbonatos, obtidos através de processos como a fotossíntese, sequestro de nutrientes e através de ecossistemas seminaturais, como as terras cultivadas. As funções citadas na figura 3 se referem à produção propriamente dita de alimentos, materiais (ceras, colas, gomas, tintas naturais, gorduras, folhagens, etc.), recursos genéticos, recursos medicinais e recursos ornamentais. Independente do tipo de ecossistema, pode-se ter recursos provenientes de sua parte biótica (produtos vindos de plantas e animais vivos) e de sua parte abiótica (principalmente minerais subterrâneos).

Por fim, as funções de informação relacionam-se à capacidade dos ecossistemas naturais contribuírem para a manutenção da saúde humana, fornecendo oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e outros tipos de experiências proporcionadas pelo contato com a natureza. Nesta categoria incluem-se conhecimento estético, recreação e (eco)turismo, inspiração cultural e artística, informação histórica e cultural, além de informações culturais e científicas. Essas funções são profundamente ligadas aos valores humanos, o que muitas vezes dificulta a sua correta definição e avaliação.

Quanto aos serviços ecossistêmicos, estes podem ser classificados de maneira semelhante às funções ecossistêmicas. Para aqueles, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2003) propõe uma classificação similar àquela, na qual se tem quatro categorias, quais sejam: i. serviços de provisão (ou serviços de abastecimento); ii. serviços de regulação; iii. serviços culturais; e iv. serviços de suporte (figura 4)²⁷.

Os serviços de provisão incluem os produtos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos e fibras, madeira para combustível e outros materiais que servem como fonte de energia, recursos genéticos, produtos bioquímicos, medicinais e farmacêuticos, recursos ornamentais e água. 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. Em outras palavras, faz-se necessário observar os limites impostos pela capacidade de suporte²⁸ do ambiente natural (física, química e biologicamente), de maneira que a intervenção antrópica não comprometa irreversivelmente a integridade e o funcionamento apropriado dos processos naturais.

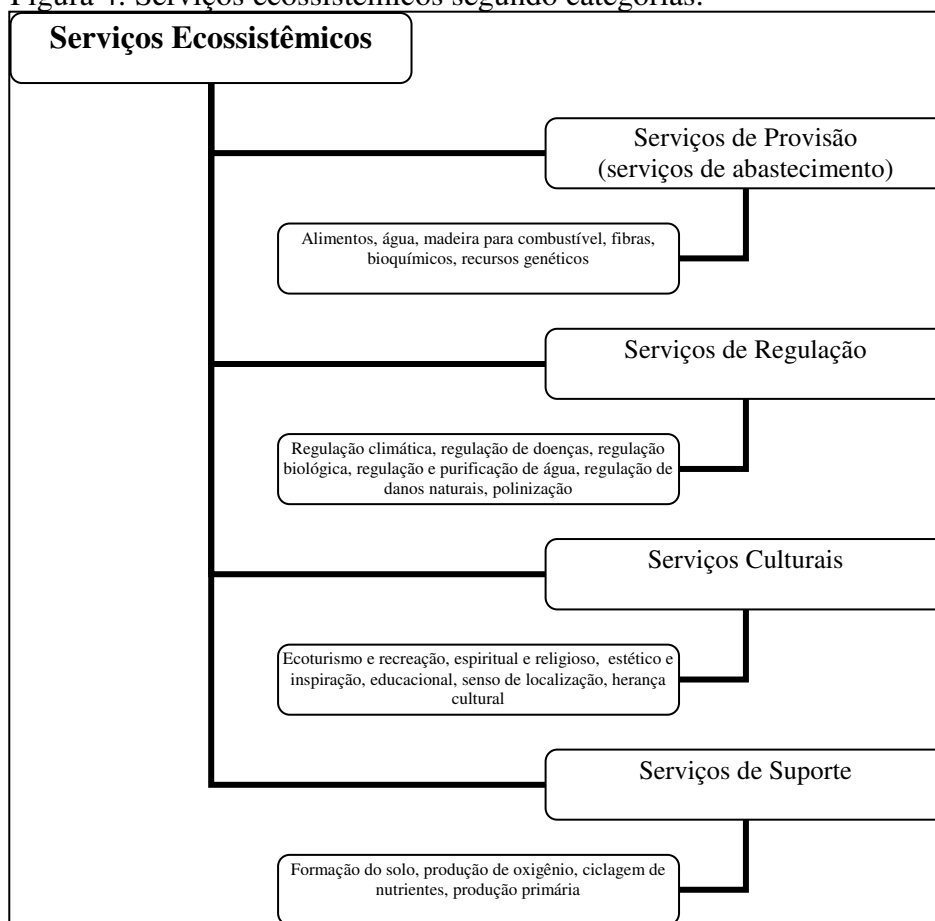
Dados da produção mundial de alimentos ilustram o aumento na geração dos serviços de provisão. Entre 1961 e 2003 a produção de alimentos teve um incremento de

²⁷ Os serviços ecossistêmicos podem ser também classificados de acordo com suas características funcionais, organizacionais e/ou descritivas. Norberg (1999) propõe classificar os serviços ecossistêmicos em três categorias. Na primeira, estão inseridos aqueles serviços associados a determinadas espécies ou grupo de espécies similares, em que os possíveis beneficiários são internos ao próprio ecossistema em que os serviços são gerados. Na segunda estão os serviços que regulam *inputs* externos de natureza física ou química. Ao contrário da primeira categoria, em que a manutenção do serviço se dá através da preservação de determinada espécie, nesta a conservação dos serviços envolve a preservação de toda a comunidade biótica e de todo o ecossistema, demonstrando o delicado equilíbrio entre os componentes estruturais de um ecossistema. A terceira categoria inclui os serviços relacionados à organização de entidades bióticas e à organização biológica dos componentes ecossistêmicos. Os serviços derivados de tais processos podem ser chamados de serviços de suporte, uma vez que alicerçam a geração dos demais serviços e é de fundamental importância para o funcionamento sistêmico dos ecossistemas e para sua habilidade de adaptação a situações adversas.

²⁸ Desde as décadas de 60 e 70, o conceito de capacidade de suporte tem sido aplicado para capturar, calcular e exprimir os limites ambientais causados pelas atividades humanas. Em ecologia aplicada, este conceito tem sido aplicado à gestão de determinados habitats e ecossistemas e à gestão de turismo (em parques nacionais, por exemplo). Em ecologia humana (análises das interações entre indivíduos, ambiente e sociedade, e das demandas dos seres humanos em relação ao meio ambiente), o conceito de capacidade de suporte é aplicado para discutir e ilustrar os impactos ecológicos do crescimento da população humana, bem como os impactos causados pelo aumento do consumo (Seidl & Tisdell, 1999).

mais de 160%, tendo a produção de cereais aumentado 2,5 vezes, a produção de carne bovina e de ovelha cerca de 40% e a produção de carne suína e de aves incrementado 60% e 100%, respectivamente, considerando o mesmo período (MEA, 2005a). Em todos os quatro cenários construídos pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio²⁹, projeta-se um aumento da produção total e *per capita* na produção global de alimentos, ao mesmo tempo em que o aumento projetado para a demanda mundial por alimentos gira em torno de 70 a 85%.

Figura 4: Serviços ecossistêmicos segundo categorias.



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

²⁹ Para maiores detalhes sobre os cenários construídos ver MEA (2005b).

Com relação à oferta de água, tendências atuais apontam que o uso humano desse recurso natural é insustentável, impactando negativamente a capacidade de os ecossistemas proverem adequadamente este crucial serviço de provisão. Dados indicam que de 5% a aproximadamente 25% do uso mundial de água doce excedem a oferta acessível no longo prazo, ao mesmo tempo em que de 15 a 35% do uso global da água para irrigação são considerados insustentáveis. Considerando as tendências projetadas pelos cenários da Avaliação Ecológica do Milênio, espera-se um aumento do uso da água em torno de 10% entre os anos de 2000 e 2010, comparado à taxa de 20% por década nos últimos 40 anos.

Os esforços empreendidos para atender à crescente demanda pelos serviços de provisão ilustram a existência de *trade-offs* na geração de serviços ecossistêmicos. Ações no sentido de aumentar a produção de alimentos, as quais geralmente envolvem o incremento no uso de água e fertilizantes, além de frequentemente envolverem expansão de área cultivada, impactam ou degradam outros serviços, incluindo a redução da quantidade e qualidade de água para outros usos, assim como o decréscimo da cobertura florestal e ameaças à biodiversidade.

Quanto aos serviços de regulação, estes se relacionam às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, purificação de água, tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, regulação biológica, polinização e proteção de desastres (mitigação de danos naturais), sendo derivados quase que exclusivamente das funções ecossistêmicas classificadas na categoria de regulação, discutidas anteriormente. Diferentemente dos serviços de provisão, sua avaliação não se dá pelo seu “nível” de produção, mas sim pela análise da capacidade dos ecossistemas regularem determinados serviços.

Exemplos de como as mudanças nas condições dos ecossistemas afetam sua capacidade regulatória podem ser extraídos de resultados encontrados pela Avaliação Ecológica do Milênio. Considerando o serviço de regulação climática, as mudanças nos ecossistemas têm contribuído majoritariamente para alterações históricas no forçamento

radiativo³⁰, principalmente devido ao desmatamento, uso de fertilizantes e práticas agrícolas inadequadas. Aproximadamente 40% das emissões históricas de dióxido de carbono dos últimos dois séculos e cerca de 20% das emissões deste mesmo gás na década de 90 foram originadas de mudanças no uso e gestão dos solos, principalmente relacionadas ao desflorestamento.

Apesar das incertezas envolvidas e a falta de um completo entendimento sobre a dinâmica subjacente aos processos regulatórios dos ecossistemas, espera-se que o futuro de alguns serviços, como a capacidade de absorção de carbono (associado com a regulação climática), seja grandemente comprometido por mudanças esperadas nos usos do solo. Espera-se também uma queda na capacidade de mitigação de danos naturais, outro importante serviço de regulação, devido a mudanças nos ecossistemas, o que pode ser evidenciado pelo aumento da frequência de desastres naturais.

Os serviços culturais³¹ incluem a diversidade cultural, na medida em que a própria diversidade dos ecossistemas influencia a multiplicidade das culturas, valores religiosos e espirituais, geração de conhecimento (formal e tradicional), valores educacionais e estéticos, etc. Estes serviços estão intimamente ligados a valores e comportamentos humanos, bem como às instituições e padrões sociais, características que fazem com que a percepção dos mesmos seja contingente a diferentes grupos de indivíduos, dificultando sobremaneira a avaliação de sua oferta.

As sociedades têm desenvolvido uma interação íntima com o seu meio natural, o que tem moldado a diversidade cultural e os sistemas de valores humanos. Entretanto, a transformação de ecossistemas biodiversos em paisagens cultivadas com características mais homogêneas, associada às mudanças econômicas e sociais, como rápida urbanização, melhoramento e barateamento nas condições de transporte e aprofundamento da globalização econômica, têm enfraquecido substancialmente as ligações entre ecossistemas e diversidade/identidade cultural.

³⁰ Define-se forçamento radiativo (*radiative forcing*) a perturbação energética radiativa de um agente que force o aparecimento de um desequilíbrio. Se a perturbação conduzir a um aquecimento, o forçamento radiativo diz-se positivo. Se conduz a um arrefecimento, considera-se negativo.

³¹ Também conhecidos como “serviços de informação” (De Groot et al., 2002).

Por outro lado, o uso dos ecossistemas para objetivos de recreação e turismo tem aumentado devido principalmente ao aumento da população, maior disponibilidade de tempo para o lazer entre as populações mais ricas e maior infra-estrutura de suporte a esse tipo de atividade. O turismo ecológico, por exemplo, corresponde a uma das principais fontes de renda para alguns países que ainda possuem grande parte dos seus ecossistemas conservada.

Os serviços de suporte são aqueles necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos. Eles se diferenciam das demais categorias na medida em que seus impactos sobre o homem são indiretos e/ou ocorrem no longo prazo. Como exemplos, pode-se citar a produção primária³², produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e provisão de hábitat.

Os ciclos de vários nutrientes chave para o suporte da vida têm sido significativamente alterados pelas atividades humanas ao longo dos últimos dois séculos, com consequências positivas e negativas para os outros serviços ecossistêmicos, além de impactos no próprio bem-estar humano. A capacidade dos ecossistemas terrestres em absorver e reter nutrientes suspensos na atmosfera ou fornecidos através da aplicação de fertilizantes tem sido comprometida pela transformação e simplificação dos ecossistemas em paisagens agrícolas de baixa diversidade. Em consequência, há um incremento no vazamento desses nutrientes para rios e lagos, sendo transportados para ecossistemas costeiros e causando impactos adversos, como a eutrofização e a consequente perda de biodiversidade em ecossistemas aquáticos.

Como resultado da degradação dos ecossistemas, a ameaça de alterações drásticas nos fluxos de serviços ecossistêmicos tem crescentemente preocupado a comunidade acadêmica e os tomadores de decisão. Parafraseando Hardin (1968), Lant *et al.* (2008) utilizam a expressão “tragédia dos serviços ecossistêmicos” para se referirem ao declínio da sua provisão, principalmente considerando os serviços de regulação, de suporte e culturais.

³² Produção primária ou produtividade primária (ou ainda produtividade primária bruta) é a quantidade total de matéria orgânica fixada pelos seres autótrofos, incluindo, inclusive, a parte por eles utilizada nos processos respiratórios. Desconsiderando-se esta última parcela (matéria orgânica utilizada nos processos respiratórios), tem-se a produtividade primária líquida. Produção secundária é o termo utilizado para designar a produção de matéria orgânica em níveis heterótrofos da cadeia alimentar (Odum, 1975).

Para estes autores, a degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos faz parte de uma armadilha social em que as falhas nas leis de propriedade comunal e os incentivos econômicos que abrangem apenas bens e serviços transacionados nos mercados são responsáveis pela destruição dos serviços de suporte à vida oferecidos “gratuitamente” pelos ecossistemas.

Em um cenário de contínua degradação dos ecossistemas, o alcance do desenvolvimento sustentável requer um melhor entendimento da medida da dependência humana com relação serviços ecossistêmicos e, por conseguinte, da vulnerabilidade do bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas (EFTEC, 2005).

2.4 Serviços ecossistêmicos e bem-estar humano

A degradação dos ecossistemas naturais e dos fluxos de serviços por ele gerados têm impactos importantes no bem-estar das populações, evidenciando a profunda dependência do homem em relação aos serviços ecossistêmicos. Esta dependência, por sua vez, reflete diretamente os processos de coevolução que remontam às origens da biosfera terrestre (MEA, 2003).

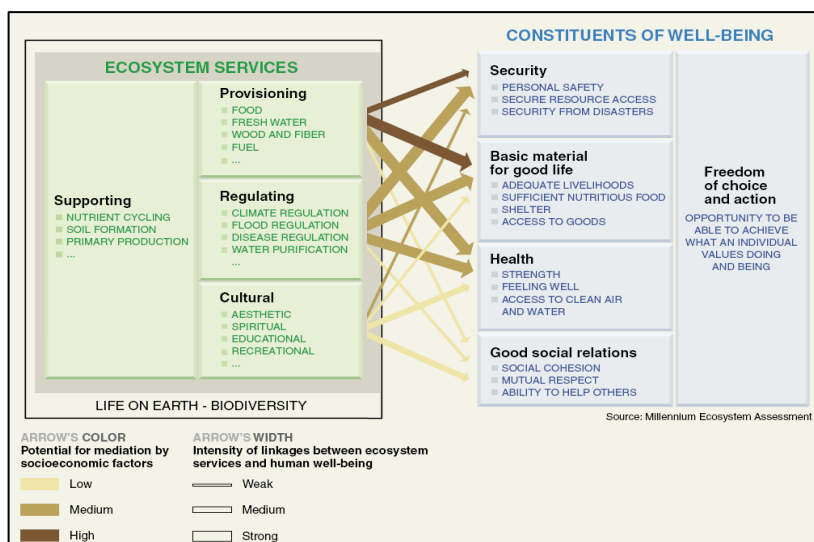
Embora ainda não completamente compreendidas, as relações entre o bem-estar e os serviços ecossistêmicos são complexas e não lineares. Quando um serviço ecossistêmico é abundante em relação à sua demanda, um incremento marginal em seu fluxo representa apenas uma pequena contribuição ao bem-estar humano. Entretanto, quando o serviço ecossistêmico é relativamente escasso, um decréscimo em seu fluxo pode reduzir substancialmente o bem-estar. A figura 5 abaixo, extraída da documentação disponibilizada pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio, ilustra as interconexões entre as várias categorias de serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

Os impactos de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre os constituintes do bem-estar são complexos e envolvem relações de causação que se reforçam mutuamente, devido principalmente à interdependência dos processos de geração dos

serviços ecossistêmicos e entre as próprias dimensões do bem-estar. As mudanças nos serviços ecossistêmicos de provisão, por exemplo, afetam todos os constituintes do bem-estar material dos indivíduos. Entretanto, os efeitos adversos de mudanças nos fluxos dos serviços de provisão podem ser minorados por circunstâncias socioeconômicas.

A degradação dos ecossistemas e as alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos podem também representar um sério entrave ao desenvolvimento. Os chamados “Objetivos de Desenvolvimento do Milênio” (MEA, 2005a, Sukhdev, 2008), estabelecidos em setembro de 2000, através do Projeto do Milênio das Nações Unidas (UN Millennium Project, 2005), têm como premissa básica aumentar o bem-estar humano através da redução da pobreza, do combate à fome e à mortalidade materna e infantil, do acesso universal à educação, do controle de doenças, do fim da desigualdades entre homens e mulheres, do desenvolvimento sustentável, e da construção de parcerias globais para o desenvolvimento (quadro 1).

Figura 5: Relações entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano.



Fonte: MEA (2005a, p. 50)

O papel dos serviços ecossistêmicos é crucial no alcance destes objetivos. Esse fato pode ser evidenciado pela constatação de que as regiões com maiores dificuldades em

atingir as metas são aquelas onde suas populações apresentam uma maior dependência direta em relação aos ecossistemas e aos seus serviços (MEA, 2005a). Considerando as ligações entre o bem-estar humano e os serviços prestados pelos ecossistemas, torna-se claro que qualquer ação que vise aumentar a qualidade de vida das populações e acelerar o processo de desenvolvimento deve reconhecer explicitamente a importância dos serviços prestados pelos ecossistemas para as condições de vida humana. Assim sendo, a reversão da degradação dos ecossistemas torna-se um imperativo na busca dos objetivos colocados pelo Projeto do Milênio.

Os objetivos de redução da pobreza e combate à fome dependem em grande medida dos serviços ecossistêmicos de provisão. Entretanto, a produção sustentável de alimentos e outros materiais para sobrevivência humana se baseia largamente na integridade dos ecossistemas e na provisão adequada de outros serviços, notadamente os serviços de regulação e de suporte, como controle biológico, polinização, ciclagem de nutrientes e formação do solo.

Quadro 1: Objetivos de Desenvolvimento do Milênio

Objetivo
1. Erradicar a pobreza e fome extremas
2. Atingir a educação primária universal
3. Promover a igualdade de sexo e promover a mulher
4. Reduzir a mortalidade infantil
5. Melhorar a saúde materna
6. Combater AIDS/HIV, malária e outras doenças
7. Assegurar a sustentabilidade ambiental
8. Formar parcerias globais para o desenvolvimento

Fonte: (UN Millennium Project, 2005).

A redução da mortalidade infantil e o combate a doenças como malária apenas serão possíveis com o incremento na qualidade de alguns serviços ecossistêmicos, como a qualidade da água, produção de alimentos, mitigação de danos naturais, etc. Para tanto, a

capacidade de provisão e regulação dos ecossistemas deve ser considerada como um importante fator para o seu alcance.

Além dessas constatações, a própria inclusão do objetivo de sustentabilidade ambiental demonstra o reconhecimento da importância dos ecossistemas e seus serviços para o aumento de bem-estar humano. Resta saber, contudo, de que maneira a sociedade percebe e julga a essencialidade dos serviços ecossistêmicos.

2.5 Serviços ecossistêmicos: algumas considerações relevantes

Após a definição do conceito de ecossistemas, funções e serviços ecossistêmicos, juntamente com as respectivas classificações, é conveniente abordar alguns temas sobre os quais ainda pairam algumas controvérsias e/ou incertezas.

Em primeiro lugar, os próprios conceitos de funções e serviços ecossistêmicos e suas tipologias não são consenso na literatura especializada. Não é incomum confusões entre “funções” e “serviços” de ecossistemas, sendo que associações diretas e biunívocas entre estes dois termos pode resultar em análises enganosas. Embora se tenha optado pela utilização do conceito de funções ecossistêmicas elaborada por De Groot *et al.* (2002) e do conceito de serviços ecossistêmicos fornecida pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2003; 2005a), existem outras formas de se conceituá-los e classificá-los³³.

Wallace (2007) afirma que uma análise baseada no conceito de ecossistemas e seus serviços pode suportar processos de tomada de decisão de uso prudente dos recursos provenientes da biodiversidade. Todavia, as próprias definições de termos-chave, bem como a classificação de serviços providos pelos ecossistemas, devem ser construídos de forma que os meios (processos ecológicos) não sejam considerados como serviços propriamente ditos e vice-e-versa.

Seguindo a linha de raciocínio de Wallace (2007), é preciso tornar claro quais os conceitos com os quais se está trabalhando, a fim de que conclusões retiradas de análises envolvendo os termos ecossistemas e serviços ecossistêmicos sejam consistentes o suficiente para balizar decisões de uso dos recursos ambientais.

³³ Vide, por exemplo, a classificação de Norberg (1999), brevemente descrita anteriormente.

A classificação de serviços ecossistêmicos aqui adotada e retirada da Avaliação Ecosistêmica do Milênio é ampla o bastante para representar grande parte das tipologias utilizadas³⁴. Entretanto, é preciso chamar a atenção para o fato de que alguns serviços (principalmente os classificados sob a categoria de “serviços de suporte” e alguns da categoria “serviços de regulação”) podem não ser considerados “serviços” por si sós, sendo considerados apenas como “meios” (ou processos) para se prover determinado serviço (Wallace, 2007)³⁵. Como exemplo, pode-se argumentar que o controle da erosão, por exemplo, classificado sob a categoria “serviços de regulação”, pode não ser considerado um serviço em si mesmo, já que a sociedade humana não “procura” este “serviço”, mas procura administrar os processos ecológicos que geram o controle da erosão a fim de obter água potável, proteger recursos, etc.

Baseado nessa argumentação, Wallace (2007) apresenta um conjunto de definições de ecossistemas, biodiversidade, funções, processos e serviços ecossistêmicos (quadro 2). Baseado nestes conceitos, o autor também propõe uma classificação alternativa de serviços ecossistêmicos, partindo-se do princípio de que uma tipologia efetiva deve ser suportada por: i. um conjunto mínimo de termos bem definidos que efetivamente englobam o tema proposto; ii. clareza sobre os termos utilizados para caracterizar os serviços; iii. especificação do ponto em que um processo ecossistêmico gera um determinado serviço relacionado.

Em sua classificação alternativa, Wallace (2007, p. 241) cita quatro grandes categorias de valores humanos (recursos adequados; proteção contra predadores, doenças e parasitas; ambientes físicos e químicos benignos; e preenchimento cultural) e as relaciona com serviços ecossistêmicos e processos que podem suportá-las. Segundo o autor, esta classificação fornece uma tipologia consistente de serviços ecossistêmicos ligados aos valores humanos, evitando a confusão entre “meios” e “fins”, e, mais importante,

³⁴ Basicamente, este é o motivo pelo qual a tipologia fornecida pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio foi adotada neste trabalho.

³⁵ A própria definição de serviços de suporte atesta a natureza de “auxiliares” na geração de outros serviços ecossistêmicos. Em análises de valoração dos serviços ecossistêmicos (quarto capítulo em diante) deve-se atentar para o fato de que pode se incorrer em dupla contagem ao se considerar um serviço ecossistêmico classificado como de suporte.

enfazando quais são os processos que devem ser administrados a fim de incrementar a provisão de determinado serviço.

Quadro 2: Definições de ecossistemas, biodiversidade, funções, processos e serviços ecossistêmicos.

Termo	Definição
Ecossistemas	Entidade funcional ou unidade formada localmente por todos os organismos e seus ambientes físicos (abióticos) nos quais interagem. Tal definição engloba tanto elementos culturalmente derivados (animais domésticos, construções, etc.), como elementos naturais.
Biodiversidade	Variedade de formas de vida, incluindo diferentes plantas, animais, fungos, microorganismos, etc. Geralmente engloba diversidade genética, taxonômica, estrutural e de comunidades biológicas.
Funções ecossistêmicas	Geralmente descreve o funcionamento dos ecossistemas, como os ciclos energéticos e de nutrientes. Este conceito pode ser considerado como sinônimo de “processos ecossistêmicos”, definido a seguir.
Processos ecossistêmicos	São definidos como as complexas interações (eventos, reações ou operações) entre elementos bióticos e abióticos de um ecossistema que conduzem a resultado definitivo. Em termos gerais, estes processos envolvem a transferência de energia e material.
Serviços ecossistêmicos	Definidos como os benefícios que as pessoas derivam dos ecossistemas ³⁶ , sendo que tais benefícios podem ser originados de ecossistemas naturais ou cultivados. Importante também enfatizar que estes benefícios se referem simultaneamente a serviços propriamente ditos (benefícios intangíveis) e bens (benefícios tangíveis)*.

Fonte: definições retiradas de Wallace (2007) (apêndice).

* esta definição de serviços ecossistêmicos é idêntica à adotada no item 2.3.

Ao mesmo tempo em que reconhece alguns pontos positivos na análise de Wallace (2007), Costanza (2008a) faz algumas ponderações, no sentido de que o sistema de classificação proposto pelo primeiro autor não é suficiente para lidar com a complexidade inerente aos processos ecossistêmicos e os serviços derivados. Ecossistemas são sistemas complexos, dinâmicos e adaptativos, exibindo *feedbacks* não lineares, limiares e efeitos de histerese. A classificação proposta não incorpora estas características e supõe haver uma clara diferenciação entre “meios” e “fins”.

³⁶ Tal como na Avaliação Ecossistêmica do Milênio “[*ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems*” – (MEA, 2005a, p.1)]. Costanza (2008a) afirma que esta é uma boa definição de serviços ecossistêmicos, geral o bastante e apropriadamente vaga. Ela inclui tanto os benefícios percebidos pelas pessoas (alimentos, por exemplo) como aqueles não percebidos (regulação do clima, por exemplo). Afirma, ainda, que a maioria do serviços ecossistêmicos não é percebida por seus beneficiários.

Costanza (2008a) acrescenta, ainda, que os serviços ecossistêmicos são, por definição, *meios* para se obter um objetivo final, que é o bem-estar humano sustentável. A diferenciação entre “meios” e “fins” (Wallace, 2007) não é correta, sendo que a divisão apropriada está em serviços intermediários e serviços finais. Serviços de suporte, por exemplo, podem ser considerados serviços intermediários, já que são essenciais para a geração de outros serviços. Serviços finais seriam aqueles que diretamente suportam o bem-estar humano.

Ainda de acordo com Costanza (2008a), processos e serviços ecossistêmicos não são categorias mutuamente exclusivas. Alguns serviços também são processos, enquanto que outros serviços são, ao mesmo tempo, finais e intermediários. Os critérios para classificá-los estão em função das necessidades do pesquisador. Pode-se, por exemplo, classificá-los segundo as características espaciais ou segundo a própria natureza dos serviços (rivais/não rivais e excludentes/não excludentes, por exemplo³⁷). O ideal é a existência de tipologias plurais e úteis para propósitos variados.

O importante a se enfatizar é que existe uma sobreposição entre os conceitos de funções/processos e serviços ecossistêmicos, lembrando que suas tipologias/classificações são arbitrárias, no sentido de que o pesquisador possui liberdade para construir seu próprio sistema de classificação de acordo com suas necessidade de análise. Dada a multiplicidade das possíveis formas de classificar os serviços ecossistêmicos e a complexidade inerente aos processos ecológicos, estudos que utilizam os ecossistemas como eixo analítico não devem prescindir do enfoque pluralista e transdisciplinar. Ao focar tanto os aspectos culturais e naturais dos ecossistemas, a compreensão dos fluxos de serviços gerados exige a colaboração entre *experts* das ciências naturais (biologia, ecologia, etc.) e das ciências sociais (antropologia, economia, política, etc.).

Em uma análise envolvendo o conceito de serviços ecossistêmicos, é importante considerar questões da *escala* em quem os mesmos são gerados. Por escala, entende-se a dimensão física – em espaço ou tempo – de fenômenos diversos ou observações. Serviços ecossistêmicos são ofertados para o sistema econômico num intervalo de escalas espaciais e

³⁷ Como visto, a maioria dos serviços ecossistêmicos possui características de bens públicos (não- rivais e não excludentes). Há, porém, serviços ecossistêmicos com todas as combinações possíveis desses dois atributos.

temporais, variando entre o curto prazo/escala local e o longo prazo/escala global (Limburg *et al.*, 2002; Hein *et al.*, 2006). A compreensão das diferentes escalas em que os serviços ecossistêmicos operam é um passo fundamental na construção de estratégias para sua gestão (Kremen, 2005).

Na avaliação dos ecossistemas e seus serviços, dois principais fatores explicam a importância de se identificar as escalas espaciais e temporais pertinentes. Primeiro, como já salientado, os sistemas ecológicos e sociais operam em vários níveis e os resultados obtidos numa escala específica não podem ser validados automaticamente para escalas distintas. Em segundo lugar, interações entre escalas exercem influência nos resultados de uma escala específica, o que indica que a consideração de uma única escala não captura a complexidade dos fenômenos ecológicos (MEA, 2003).

Escalas espaciais em sistemas ecológicos são influenciadas por inúmeros fatores, como a distribuição de organismos móveis e não-móveis dentro de determinado ecossistema, a distribuição geográfica de suas populações, as áreas sobre influência direta de determinados distúrbios naturais, etc. Suas escalas temporais são afetadas, principalmente, pelo ciclo de vida dos seus organismos, a taxa de depósito de materiais, bem como o período médio entre distúrbios em um determinado local (MEA, 2003).

A afirmação de que os serviços ecossistêmicos operam em variadas escalas indica que os processos ecológicos que os geram podem ocorrer em níveis global, bioma, paisagem, ecossistema, frações de ecossistemas (*plots*) e em nível de plantas (Hein *et al.*, 2006). Ao mesmo tempo, os serviços ecossistêmicos afetam *stakeholders*³⁸ em vários níveis institucionais (internacional, nacional, estadual/provincial, municipal, família e nível individual). Escalas ecológicas e níveis institucionais raramente coincidem, sendo que os diferentes *stakeholders* podem ter interesses distintos na gestão dos benefícios provenientes dos ecossistemas, baseados, principalmente, em dependências específicas com relação aos serviços gerados. Os problemas de escala (ecológica e institucional) reforçam a

³⁸ De acordo com Freeman (1984), *stakeholder* é qualquer indivíduo ou grupo de indivíduos que pode afetar ou é afetado pelo alcance dos objetivos de uma organização. Adaptando este conceito para o debate sobre serviços ecossistêmicos e sua valoração, Hein *et al.* (2006) estabelece que *stakeholder* é qualquer indivíduo ou grupo de indivíduos que pode afetar ou é afetado pelos benefícios oriundos do funcionamento dos ecossistemas.

complexidade envolvida nos estudos de serviços ecossistêmicos, o que sugere que há uma necessidade premente de utilização de abordagens multiescalares (Hein *et al.*, 2006; Martín-López *et al.*, 2009).

De modo geral, pode-se dizer que um serviço ecossistêmico gerado em determinado nível (escala) ecológica pode ser relevante para *stakeholders* em diferentes níveis (escalas) institucionais. Ao mesmo tempo, um *stakeholder* em determinada escala institucional pode receber serviços ecossistêmicos gerados em variadas escalas ecológicas (Hein *et al.*, 2006).

Para os serviços de provisão, por exemplo, a escala ecológica apropriada é o ecossistema que os provê, observando-se sua capacidade de suporte e renovabilidade. Em se tratando dos níveis institucionais, *stakeholders* locais podem afetar os fluxos deste tipo de serviço, dada sua capacidade de intervir nos ecossistemas. Além deles, *stakeholders* presentes em outros níveis podem também ser afetados, uma vez que os serviços de provisão podem ser processados e comercializados (Hein *et al.*, 2006).

Quanto aos serviços de regulação, frequentemente é possível identificar a escala ecológica em que os mesmos são gerados. Todavia, os impactos ocasionados por estes serviços são, majoritariamente, não restritos apenas à escala ecológica em que são ofertados, atingindo áreas que dependem direta e indiretamente do local específico onde ocorreu o processo ecológico original. Exemplo disso é a regulação climática de uma floresta, que auxilia na estabilização do micro-clima local e, ao mesmo tempo, na regulação do clima em escalas regional e global. Existem, pois, *stakeholders* em diferentes níveis institucionais, o que pressupõe a necessidade de concertação de interesses na gestão destes serviços.

O mesmo também é válido para os serviços culturais, lembrando que estes podem também ser gerados em variadas escalas ecológicas. A especificidade desta última categoria está no fato de que *stakeholders* em diferentes níveis institucionais atribuem valores distintos para estes serviços, uma vez que o *background* cultural tem importância fundamental na percepção dos agentes.

Além da correta definição dos serviços ecossistêmicos analisados e incorporação de questões atinentes à escala, é preciso também considerar problemas relativos à sua base de geração. Segundo resultados obtidos pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio, a

biodiversidade, incluindo o número, a composição e a abundância de populações, espécies, tipos funcionais e comunidades, influencia fortemente a geração de serviços ecossistêmicos, principalmente as categorias de regulação e suporte, uma vez que estes são providos através da interação intra e/ou inter espécies. A extinção de populações locais ou sua redução a um nível em que as mesmas se tornam funcionalmente extintas tem dramáticas implicações em termos da provisão de serviços de regulação e suporte (MEA, 2003). Devido a isso, a preservação da biodiversidade é, em última instância, o principal desafio a ser enfrentado para a preservação dos fluxos de serviços ecossistêmicos³⁹.

De acordo com o relatório *The Economics of Ecosystem & Biodiversity Study* (Sukhdev, 2008), a biodiversidade em si mesma não é um serviço ecossistêmico. Entretanto, a biodiversidade suporta a geração dos benefícios provenientes dos ecossistemas e seu valor pode ser capturado sob a denominação de “valores éticos”, dentro categoria dos serviços culturais. Alguns resultados listados neste relatório apontam que, nos últimos 300 anos, a área global coberta com florestas diminuiu aproximadamente 40%, sendo que em 25 países as florestas desapareceram completamente e em outros 29 países sua cobertura original reduziu-se em mais de 90%. Trata-se de um dado preocupante, uma vez que as florestas são naturalmente grandes reservatórios de biodiversidade e, por conseguinte, grandes provedores de serviços ecossistêmicos. Outro resultado alarmante é que a taxa antropogênica de extinção de espécies é tida como mil vezes mais rápida que a taxa natural de extinção conduzida pelos ciclos de vida da Terra.

Embora o conhecimento científico tenha avançado no sentido de mapear e compreender as interações entre os diferentes componentes da biodiversidade, ainda se faz necessário um esforço para se avaliar o papel de diferentes componentes da biodiversidade na provisão dos serviços ecossistêmicos. O preenchimento desta lacuna é fundamental para se entender as ameaças aos fluxos de serviços ecossistêmicos baseados no declínio da biodiversidade. Importante também é incrementar os mecanismos de avaliação de políticas destinadas à preservação da diversidade biológica.

³⁹ O ano de 2010 foi instituído como o Ano Internacional da Biodiversidade, como reconhecimento explícito da importância da biodiversidade na geração de benefícios para a espécie humana.

2.6 Notas conclusivas

Este capítulo teve como objetivo apresentar os conceitos de capital natural, ecossistemas e serviços ecossistêmicos, apontando as relações entre estes, o sistema econômico e o bem-estar humano. O capital natural, enquanto totalidade dos ecossistemas existentes, é responsável pela manutenção das condições de vida na Terra. Seus benefícios diretos e indiretos são conhecidos como serviços ecossistêmicos, os quais são resultados de interações complexas dos componentes estruturais do capital natural. Essencialmente, buscou-se mostrar que o capital natural e seus serviços são o suporte básico para o sistema econômico, cuja existência depende da preservação do patrimônio natural da Terra.

O simples fato de uma pessoa descansar sob a sombra de uma árvore ou apreciar uma bela paisagem faz com que ela, sem perceber, esteja desfrutando dos serviços oferecidos pelos ecossistemas. Por serem muitas vezes imperceptíveis e não incorporados nas transações econômicas convencionais, as ações antrópicas vem afetando o delicado equilíbrio dos ecossistemas, comprometendo sua capacidade de gerar benefícios úteis aos seres humanos.

A divulgação dos resultados da Avaliação Ecossistêmica do Milênio contribuiu para aumentar o interesse sobre os ecossistemas e seus serviços, aos quais o bem-estar humano está diretamente relacionado. Os resultados encontrados mostram o estado dos ecossistemas, revelando uma incômoda constatação de que caso não seja revertida sua atual tendência de degradação, os fluxos de serviços ecossistêmicos estarão seriamente comprometidos, colocando em risco o bem-estar das gerações futuras.

Enquanto suporte das atividades econômicas, o capital natural deve merecer atenção especial da teoria econômica. Suas características peculiares, como essencialidade, fragilidade, finitude, somadas ao fato de que é essencialmente complementar (e não substituto) ao capital produzido pelo homem, requerem que sejam elaborados esquemas analíticos próprios, nos quais se possa pensar em estratégias de gestão do capital natural, tendo em vista a garantia de bem-estar para as gerações atuais e futuras.

Todavia, um esquema analítico voltado para a problemática da degradação do capital natural não pode ser pensado dentro da visão pré-analítica da economia

convencional. Isso porque essa última parte do pressuposto de que sua perda não representa um obstáculo para a expansão do sistema econômico, pois o progresso tecnológico e a substituíbilidade entre capital natural e produzido garantem que as atividades econômicas podem prescindir de seu suporte básico.

Dada a inadequação dessa visão, a busca de soluções para o problema da depleção dos serviços ecossistêmicos deve ser direcionada por outros enfoques, que considerem explicitamente a dependência humana sobre o capital natural e seus benefícios, rejeitando a crença de que o sistema econômico não possui limites à sua expansão. O capítulo seguinte é uma tentativa de se buscar soluções analíticas neste sentido, contribuindo para a construção de um novo paradigma em que os objetivos principais sejam a sustentabilidade conjunta do sistemas ecológico e socioeconômico.

CAPÍTULO 3 – CAPITAL NATURAL E ECONOMIA ECOLÓGICA: REFLEXÕES TEÓRICAS SOBRE A “ECONOMIA DOS ECOSISTEMAS”

“The mainstream vision of the economy is based on a number of assumptions that were created during a period when the world was still relatively empty of humans and their infrastructure”.

Costanza (2009, p. 20)

“The global economy is now so large that society can no longer safely pretend it operates within a limitless ecosystem. Developing an economy that can be sustained within the finite biosphere requires new ways of thinking”.

Daly (2005, p. 100)

3.1 Introdução

Este capítulo tem por objetivo trazer algumas reflexões teóricas sobre o tratamento da questão ambiental por parte da teoria econômica, principalmente no que diz respeito à problemática de gestão dos recursos do capital natural. Tendo em vista a complexidade dos fenômenos ambientais, acredita-se que o seu enfrentamento pela ótica de disciplinas isoladas seja insuficiente. Sendo assim, a Economia Ecológica, por ser transdisciplinar e pluralista, oferece um maior potencial para a compreensão e tratamento dos problemas relacionados à degradação do capital natural e ao imperativo de sua preservação.

Tendo em vista as especificidades do capital natural, a interconectividade e a interdependência entre as várias populações do globo e a profunda dependência com relação aos fluxos de serviços ecossistêmicos, a possível ocorrência de uma ruptura repentina no funcionamento adequado do ecossistema terrestre pode levar a um colapso geral de todo o atual regime socioeconômico-ecológico, entendendo-se este como o conjunto de normas e regras sociais e econômicas dentro de seu contexto ecológico mais amplo.

Essas constatações sugerem que a Economia, enquanto ciência comprometida com o contínuo aumento do bem-estar e qualidade de vida humana, deve envidar esforços no

sentido de criar pistas teóricas e práticas que evitem e/ou revertam a atual trajetória de contínua degradação das condições mínimas de vida na Terra.

Considerando, ainda, as ideias de *empty world* e *full world*, originalmente apresentadas por dois importantes precursores da Economia Ecológica – Herman Daly e Robert Costanza –, pretende-se mostrar as implicações da mudança do padrão de escassez dos recursos para a ciência econômica. Acredita-se ser necessário uma mudança de paradigma – algo como “*full world economics*” –, condizente com o novo contexto de “mundo cheio”, no qual a preservação do capital natural e a preocupação com as gerações futuras sejam os objetivos precípuos. Neste contexto, a proposta aqui colocada é o que pode se chamar de “Economia dos Ecossistemas”, considerando-a como um esquema analítico que se adequa à visão pré-analítica da Economia Ecológica e que esteja voltada especificamente para a gestão do capital natural e a preservação dos seus serviços.

A segunda seção apresenta uma breve discussão sobre a mudança no padrão de escassez dos recursos, representada pela passagem de um *empty world* para um *full world*, no qual o capital natural é fator escasso e limitante do desenvolvimento econômico. As últimas seções são destinadas a discutir a necessidade de mudança de paradigma concernente ao enfrentamento da questão ambiental e apresentar a “Economia dos Ecossistemas”.

Esta última deve ser vista como uma disciplina dentro do corpo maior da Economia Ecológica. Por ser tão premente o enfrentamento da questão da degradação do capital natural e pela necessidade de se avaliar a dependência humana em relação aos fluxos de serviços ecossistêmicos, esta nova disciplina enfrentaria o desafio de compreensão dos mecanismos de geração desses serviços e os impactos que a depleção do capital natural teria sobre sua oferta.

Uma última seção discute, ainda, o que Barnes (2006) considera como “Capitalismo 3.0”. Partindo-se do princípio que o atual sistema capitalista não incorpora o que autor chama de ativos “comuns”, incluindo-se os ativos do capital natural, é preciso que se tenha uma “atualização” da atual “versão” do sistema, com o objetivo de gestão sustentável do patrimônio natural herdado e compartilhado pela sociedade humana. Considera-se que o “Capitalismo 3.0” de Barnes (2006) é coerente com a proposta da “Economia dos

Ecosistemas”, no sentido de que ambos têm como preocupação fundamental a preservação do estoque de capital natural.

3.2 *From an empty to a full world: o capital natural como fator escasso.*

Conforme já explicitado, a ideia de *empty world* e *full world* foi introduzida por Herman Daly e Robert Costanza. Segundo estes dois precursores da Economia Ecológica, o *empty world* está relacionado a uma era onde o capital natural era relativamente abundante e o capital produzido pelo homem era o fator escasso e limitante do desenvolvimento econômico. No contexto do *empty world*, era lícita a preocupação com a acumulação de capital e a desconsideração com as externalidades negativas das atividades humanas, dado o tamanho diminuto da escala do sistema econômico. Todavia, o excessivo acúmulo de capital produzido pelo homem e a decorrente degradação do meio natural culminaram no chamado *full world*, no qual se inverte o padrão da escassez dos recursos. A causa primária de tal inversão pode ser encontrada na trajetória do sistema capitalista e no aumento ininterrupto e exponencial da escala do sistema econômico.

Além de se levar em consideração a necessidade de preservação dos recursos e a discussão sobre o novo padrão de escassez (de um *empty world* para um *full world*), é preciso que se discuta a natureza dos novos recursos escassos e os meios possíveis para uma gestão eficiente e sustentável dentro do contexto deste novo padrão. Enquanto fator escasso, a explicitação da natureza dos componentes do capital natural é importante no sentido de que apenas a partir de um correto entendimento da dinâmica de cada tipo de recurso é que se tem condições de se tomar ações para sua proteção.

O novo padrão de escassez dos recursos requer também que sejam avaliadas as formas pelas quais o novo fator escasso (o capital natural) deve ser alocado e preservado. Na conceituação usual de economia, está implícita a ideia de que a alocação eficiente dos recursos⁴⁰ é feita exclusivamente via mercados. A maioria dos componentes do capital,

⁴⁰ Por alocação entende-se a repartição dos recursos escassos entre possibilidades de produção alternativas. Uma alocação é eficiente quando não é possível realocar os recursos de maneira a aumentar o bem-estar de um agente econômico sem reduzir o bem-estar de outros agentes econômicos. De outra maneira, uma

representada pelos serviços ecossistêmicos, são não rivais e não excludentes e a própria teoria econômica convencional reconhece que para tais recursos o livre mercado não é suficiente para operar sua eficiente alocação. Como afirmam Lipsey & Chrystal (2007, p. 282), “*the obvious remedy in such cases is for the government to provide the good and pay for its provision out of general tax revenue*”.

Dada essa constatação, a alocação e preservação dos novos recursos escassos devem ser a preocupação central da economia, já que o mercado por si só não promove alocação eficiente e não garante a sustentabilidade dos seus estoques. Este fato representa um desafio para a ciência econômica, já que seus métodos de análise não previam a mudança no padrão de escassez e, por conseguinte, não oferecem respostas adequadas aos problemas colocados pela emergência do *full world*. É premente, portanto, o surgimento de um novo paradigma que incorpore explicitamente questões sobre alocação e preservação do capital natural.

3.3 *Full world economics* e/ou *green consensus*: a necessidade de mudança de paradigma

A mudança no padrão de escassez, isto é, a passagem de um mundo relativamente “vazio” (*empty world*), no qual o capital natural era superabundante e o capital produzido era o fator escasso, para um mundo “cheio” (*full world*), no qual os artefatos humanos passam a ser o fator superabundante e o capital natural passa a ser o fator escasso, exige que se desenvolva um novo modelo de análise econômica que enfrente os problemas de alocação e preservação dentro do *full world*. Conforme Costanza (2008b, p. 30), “*ultimately we have to create a new vision of what the economy is and what it is for, and a new model of development that acknowledges the new full-world context*”.

As duas epígrafes colocadas na primeira página deste capítulo ilustram a necessidade de emergência deste novo paradigma. Se, de um lado, os métodos convencionais de análise econômica foram construídos no contexto do *empty world*, de

alocação é eficiente quando o custo marginal de produção de um bem ou serviço é igual ao seu preço de mercado (Lipsey & Chrystal, 2007).

outro, a emergência do *full world* exige que estes mesmos métodos sejam readequados no sentido de incorporar os novos desafios impostos pela natureza dos novos recursos escassos. Em última instância, é necessária a construção de uma nova visão de mundo que seja compatível com o *full world*. Este novo paradigma pode ser referido como *full world economics*, como sugere Daly (2005), ou, ainda, como *Green Consensus* (Costanza, 2008b).

Este novo paradigma deve perseguir o objetivo precípua de *sustentabilidade econômica, social e ecológica*⁴¹, através da preservação e alocação eficiente do capital natural, aumento sustentável do bem-estar humano e manutenção das condições de funcionamento adequado do ecossistema terrestre. Em outras palavras, este novo paradigma deve reconhecer a importância da sustentabilidade ecológica e da eficiência econômica para o bem-estar humano sustentável.

Em se tratando da sustentabilidade ecológica e preservação do capital natural, é premente que o novo paradigma incorpore a ideia de limites biofísicos ao crescimento contínuo do sistema econômico. Afora os economistas ecológicos, as considerações sobre escala do sistema econômico e as consequências de um possível *overshooting* da capacidade de suporte do ecossistema terrestre têm sido solenemente desconsideradas por parte dos partidários do vigente *paradigma expansionista* (neoclássico) (Rees, 2003).

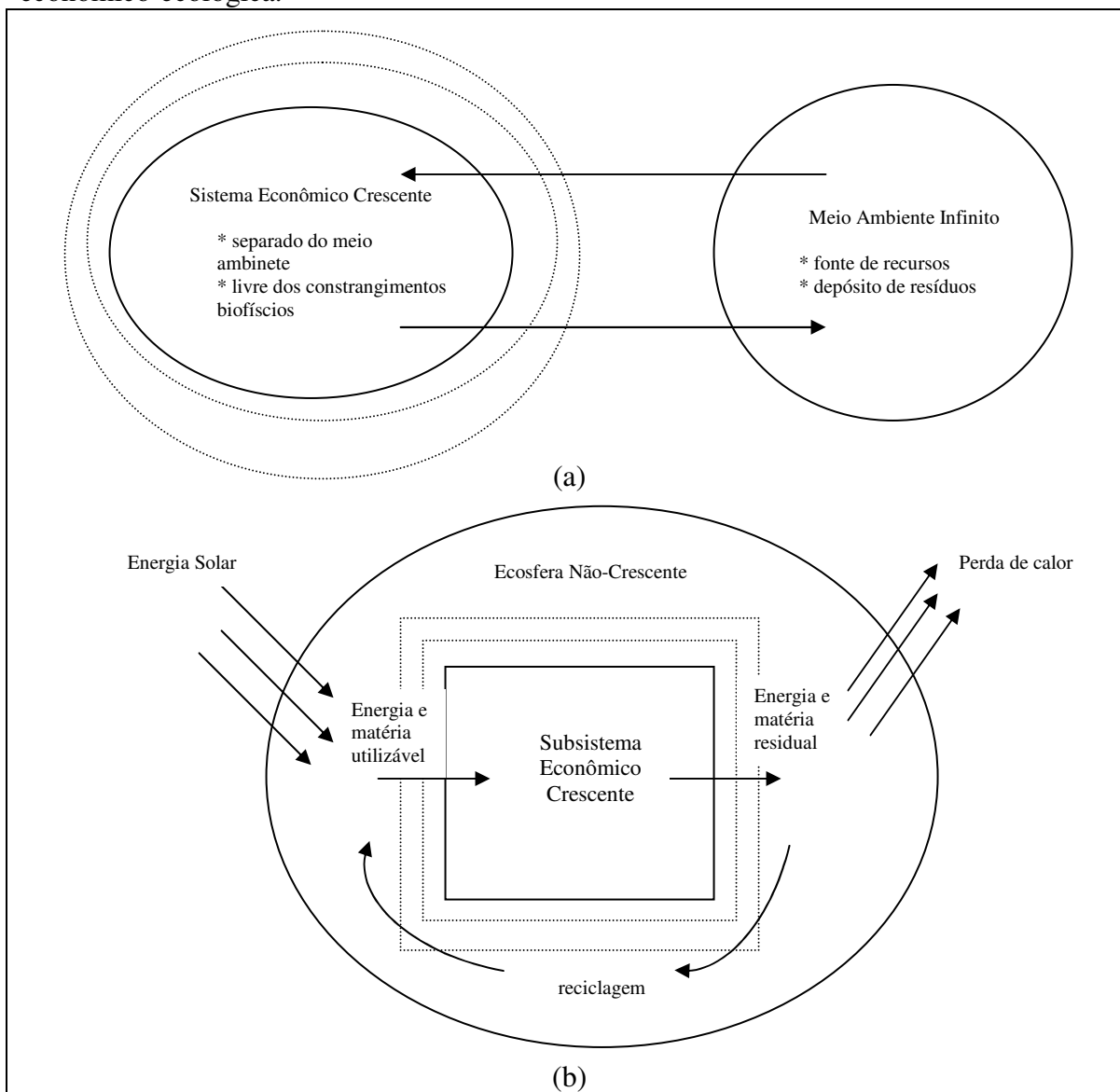
Dentro deste paradigma, considera-se que o progresso tecnológico é capaz de relativizar ou neutralizar os impedimentos que a escassez dos recursos ambientais pode eventualmente causar ao crescimento econômico. Sua melhor explicitação está em Simon (1995), que afirma que “*technology exists now to produce in virtually inexhaustible quantities just about all the products made by nature (...) We have in our hands now – actually, in our libraries – the technology to feed, clothe, and supply energy to an ever-growing population for the next 7 billion years*”.

Em contraste com o paradigma expansionista (parte “a” da figura 6 abaixo), tem-se o paradigma ecológico-econômico (parte “b”), o qual vê a economia não como um elemento separado do meio ambiente, mas como um subsistema crescente,

⁴¹ Segundo Daly (2005), a principal ideia por trás do conceito de sustentabilidade é a mudança de trajetória do progresso a partir do crescimento, o qual não é sustentável, para o desenvolvimento, o qual presumivelmente o é.

indissociavelmente integrado, completamente contido e integralmente dependente de um sistema maior não crescente (ecosfera ou biosfera). Tal paradigma demonstra uma relação termodinâmica entre sistema econômico e meio ambiente, sendo este último o produtor e o primeiro consumidor. Este requer fluxos contínuos de energia e insumos materiais provenientes da natureza que suportam a produção de bens e serviços (Rees, 2003).

Figura 6: Paradigmas contrastantes: a visão expansionista (neoclássica) e a visão econômico-ecológica.



Fonte: Rees (2003, p. 34), com adaptações.

É nítida a incompatibilidade entre o paradigma expansionista e o novo contexto de *full world*. Naquele, a expansão contínua do sistema econômico é obtida graças à substituíbilidade entre capital natural e capital produzido pelo homem. Todavia, como já explicitado, estes dois tipos de capital possuem um caráter de complementaridade entre si, o que invalida a tese de que a acumulação de capital produzido pelo homem superará a escassez de capital natural. Ao contrário, a crescente escassez de capital natural pode representar obstáculos à produção e acumulação dos demais tipos de capital. Ademais, a própria finitude da biosfera terrestre demonstra a inadequação deste paradigma dentro do novo padrão de escassez.

Por outro lado, o paradigma econômico-ecológico explicitamente reconhece a existência dos limites biofísicos impostos pela biosfera terrestre. O subsistema econômico não deve ultrapassar um limite (*threshold*) além do qual pode haver uma “ruptura” do funcionamento adequado dos ecossistemas, levando a perdas potencialmente catastróficas e irreversíveis.

Embora não se tenha conhecimento sobre qual seria este ponto limite e, considerando-se as incertezas sobre a dinâmica das funções ecológicas e a resiliência dos ecossistemas, o fato é que a maior parte dos economistas ecológicos não considera que um *overshooting* seja inconsequente (Wackernagel & Silverstein, 2000). Sendo assim, um novo paradigma compatível com o *full world* deve considerar explicitamente a definição de escala ótima do sistema econômico.

Além de reconhecer explicitamente a necessidade de se manter o subsistema econômico dentro da capacidade de suporte do ecossistema terrestre, um modelo alternativo de desenvolvimento que seja consistente com o novo contexto de *full world* deve trazer alguns princípios sobre eficiência econômica, direitos de propriedade, papel do governo, etc. A tabela 2 a seguir, retirada de Costanza (2008b), apresenta as principais diferenças entre o atual modelo de desenvolvimento (chamado de modelo baseado no Consenso de Washington) e um modelo alternativo de desenvolvimento (chamado de “*Green Consensus*”).

Entre os pontos levantados, são notórias as mudanças de orientação deste novo modelo no que se refere a aspectos de eficiência econômica e papel do governo. Quanto ao

Tabela 2: Um novo modelo de desenvolvimento

	Modelo atual de desenvolvimento: o “Consenso de Washington”	Modelo sustentável de desenvolvimento: um “Consenso Verde” emergente
Objetivo primário de política	Mais: crescimento econômico no sentido convencional, medido pelo PIB. A hipótese é que crescimento permitirá, em última instância, a solução para todos os outros problemas. Mais é sempre melhor.	Melhor: foco nas mudanças de crescimento para desenvolvimento, no sentido de melhorias na qualidade de vida, reconhecendo que crescimento possui subprodutos negativos. Mais não é sempre melhor.
Medida primária de progresso	PIB	GPI* (ou similar)
Escala/capacidade de suporte	Não se aplica, pois é assumido que os mercados podem resolver qualquer limitação de recursos via novas tecnologias e substitutos para os recursos estão sempre disponíveis.	Preocupação primária como um determinante de sustentabilidade ecológica. Capital natural e serviços ecossistêmicos não são infinitamente substituíveis e limites reais existem.
Distribuição/pobreza	Há concordância, mas não há ações específicas para este tópico. Crença no chamado efeito “ <i>trickle-down</i> ”.	Preocupação primária desde que afete diretamente a qualidade de vida e o capital social. De certa maneira, pode ser exacerbada pelo crescimento.
Eficiência econômica/alocação	Preocupação primária, mas geralmente incluindo apenas bens e serviços transacionáveis no mercado e instituições.	Preocupação, mas incluindo os bens e serviços não transacionáveis nos mercados tradicionais, além daqueles transacionáveis. Enfatiza a necessidade de incorporar o valor do capital natural e social a fim de se alcançar uma verdadeira eficiência alocativa.
Direitos de propriedade	Ênfase em propriedade privada e mercados convencionais.	Ênfase no balanço de regimes de direitos de propriedade apropriados à natureza e à escala do sistema, juntamente com a junção de direitos e responsabilidades. Papel maior das instituições de propriedade comum em relação à propriedade privada e estatal.
Papel do governo	Deve ser minimizado e substituído, quando possível, por instituições privadas e de mercado.	Papel central, incluindo novas funções como árbitro, facilitador e “corretor” em um novo conjunto de instituições de ativos comuns.
Princípios de governança	Capitalismo do <i>laissez-faire</i> .	Princípios de Lisboa** para governança sustentável.

Fonte: Costanza (2008b, p. 33).

Nota: * GPI = *Genuine Progress Indicator*; ** Sobre os Princípios de Lisboa, ver Costanza *et al.* (1998a).

primeiro, considera-se que uma verdadeira eficiência alocativa apenas será alcançada a partir do momento em que todos os recursos que afetam o bem-estar humano forem capturados pelos mercados. O problema é que os serviços ecossistêmicos,

reconhecidamente tributários do bem-estar humano (MEA, 2005a), não são incluídos nas transações convencionais devido às suas características de bens públicos (não rivais e não excludentes).

Neste novo paradigma, o governo deve intermediar as transações entre os setores econômicos tradicionais e o chamado “setor dos comuns” (Barnes, 2006). Este último seria dedicado à preservação de ativos de propriedade comum, baseado em arranjos institucionais condizentes com a natureza dos recursos tratados e tendo como premissa básica a ideia de que todos os indivíduos, tanto da atual geração como das futuras, são coproprietários dos chamados “comuns”, incluindo-se aí os componentes do capital natural. Além de intermediar as relações entre o “setor dos comuns” e os demais setores da economia, o governo também seria o responsável pela criação de condições favoráveis mínimas para a sua formação e regulação.

3.4 A “Economia dos Ecossistemas”

Dentro da discussão sobre a necessidade de um novo paradigma, esta seção discute a “Economia dos Ecossistemas”, enquanto disciplina integrante do campo mais amplo da Economia Ecológica, comprometida com a preservação e gestão sustentável do capital natural. Sua crescente escassez relativa alude à necessidade de adoção de políticas que criem incentivos para sua gestão e preservação. Muito embora haja um amplo consenso político sobre a necessidade de um “desenvolvimento sustentável”, ainda existem controvérsias sobre o tipo de capital que se deve sustentar.

A definição mais usual de desenvolvimento sustentável é dada pelo Relatório Brundtland, que o define como “aquele desenvolvimento que permite às gerações presentes satisfazerem suas necessidades sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias” (Brundtland, 1987, p. 24). Assim colocado, o desenvolvimento sustentável pressupõe a igualdade de oportunidades econômicas, sociais e ecológicas entre a geração corrente e as gerações futuras. Resta saber se a depleção atual do

capital natural poderá ser substituída no futuro por outras formas de capital para satisfação das necessidades das gerações vindouras⁴².

Em se tratando das possibilidades de substituição dos diversos tipos de capital, há aqueles que advogam ser possível substituir capital natural por capital construído pelo homem (*human made capital*), originando o conceito de “sustentabilidade fraca”. Para os adeptos a esse conceito, o progresso tecnológico será sempre capaz de relativizar os eventuais obstáculos colocados pela escassez do capital natural ao crescimento econômico. Desse ponto de vista, uma sociedade será sustentável se a queda do capital natural for compensada com o aumento dos demais tipos de capital, mantendo, assim, todo o estoque de capital do sistema econômico.

Por outro lado, os que não concordam com a visão acima, afirmam que alguns elementos do capital natural não são substituíveis por outras formas de capital, o que exige uma postura de manutenção seu estoque. Essa postura é conhecida como “sustentabilidade forte” e parece a mais pertinente conduta para se tratar de recursos que envolvem alto grau de ignorância e incerteza (figura 7).

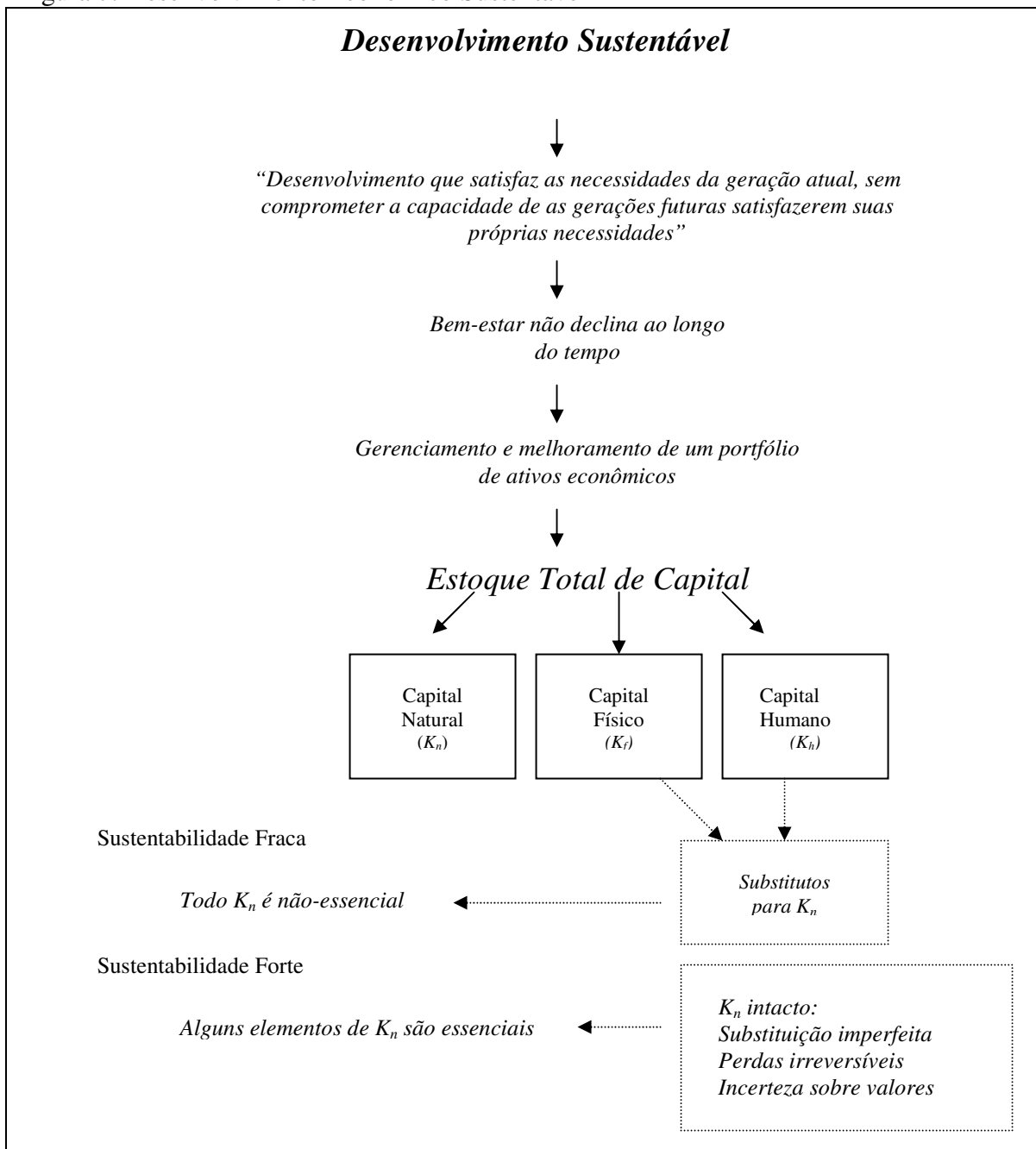
Considerando o fato essencial subjacente ao debate sobre a substituíbilidade ou complementaridade entre os diversos tipos de capital⁴³, qual seja, a incerteza sobre a disponibilidade de recursos naturais no futuro, Costanza *et al.* (2000) propõem uma estratégia de precaução cética, a qual assume a possibilidade de ocorrência de problemas futuros relacionados à falta de capital natural, mas que deixa aberta as possibilidades de que

⁴² A ideia de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável tem desencadeado uma plethora de conceitos e uma grande controvérsia, principalmente devido à sua vastidão e caráter ambíguo. Numa perspectiva sistêmica, Voinov & Farley (2007) alegam que a noção de sustentabilidade deve considerar o papel que cada sistema (ou subsistema) possui no sistema hierárquico em que está inserido, dispensando a ideia de manutenção e valorizando a capacidade adaptativa dos sistemas. Afirmam ainda que a manutenção de um sistema como garantia para sua sustentabilidade necessariamente ocorre às expensas da sustentabilidade de um sistema (ou supersistema) em um nível hierárquico maior. Como exemplo, citam a busca de sustentabilidade de economias “viciadas” em crescimento econômico, o que deteriora a capacidade de adaptação do sistema maior (ecossistema global) e, conseqüentemente, reduz sua sustentabilidade.

⁴³ Os adeptos da “sustentabilidade forte” admitem certo grau de substituição entre capital natural e demais tipos de capital. No entanto, consideram que estas possibilidades de substituição são bastante limitadas, principalmente quando se leva em conta componentes do capital natural que geram serviços de suporte à vida impossíveis de serem substituídos. Esses componentes formam o chamado “capital natural crítico”, para o qual não existe substituto, sendo a condição necessária para a sustentabilidade a manutenção desse estoque ao longo do tempo (Lima, 1999). Para uma discussão mais detalhada sobre as especificidades do capital natural crítico, ver Brand (2009).

os mesmos sejam solucionados e de que não sejam tão graves como inicialmente previstos. Segundo os autores, esta posição pode ser adotada independentemente da visão otimista ou pessimista em relação ao futuro.

Figura 7: Desenvolvimento Econômico Sustentável



Fonte: Barbier (2003, p. 257)

A estratégia de precaução cética representa a solução ótima de um jogo teórico que só pode ser jogado uma única vez. Em uma matriz de *pay-offs* são apresentados os prováveis resultados de cada tipo de política adotada (política tecnologicamente otimista e pessimista, respectivamente). Se políticas tecnologicamente otimistas forem adotadas e a visão otimista de fato se concretizar, o resultado esperado pode ser caracterizado como “excelente”. No entanto, se este tipo de política for perseguido e a visão pessimista se concretizar, o resultado esperado pode ser caracterizado como “desastre”, no sentido de que perdas irreversíveis acontecerão.

Por outro lado, se políticas tecnologicamente pessimistas forem adotadas e a visão otimista se concretizar, o resultado pode ser classificado como “bom”, no sentido de que alguma magnitude de crescimento econômico teria sido sacrificada em função de uma postura de precaução. Por fim, se políticas tecnologicamente pessimistas forem adotadas e a visão pessimista de fato se concretizar, o resultado seria classificado como “muito bom”, já que a humanidade teria se acostumado a conviver com seus limites ecológicos.

Aplicando a lógica de se escolher o máximo dos resultados mínimos, a melhor solução é a adoção de políticas tecnologicamente pessimistas, pois o resultado mínimo obtido pela sua adoção seria “bom”, enquanto que o resultado mínimo ao se adotar políticas tecnologicamente otimistas seria “desastre”. De fato, este último resultado é o único não sustentável e o objetivo é evitá-lo, não importando qual visão (otimista ou pessimista) venha se concretizar no futuro.

Do que foi até agora discutido, parece ter ficado claro a importância do capital natural para o sistema econômico e bem-estar humano, justificando a adoção de um novo esquema analítico no qual a preocupação central seja a preservação do capital natural e da sua capacidade de provisão de serviços através de uma gestão sustentável. A premissa básica de uma “Economia dos Ecossistemas” decorre da pré-visão analítica da Economia Ecológica de que o sistema econômico encontra-se contido num sistema maior que o sustenta (capital natural global), e também segue os pressupostos do novo modelo de desenvolvimento descrito na tabela 2 (*green consensus/full world economics*).

Dado o ritmo crescente de acumulação de capital produzido pelo homem e a crescente escassez relativa de capital natural, uma questão premente seria aumentar a

produtividade dos elementos do capital natural e maximizar a provisão dos seus serviços. Seu principal objetivo, portanto, seria a gestão sustentável do capital natural de maneira a preservar sua capacidade de gerar serviços essenciais de suporte à vida, e a busca de melhor compreender os mecanismos pelos quais o capital natural – através dos serviços ecossistêmicos – contribuem para o bem-estar humano.

Esta nova estrutura analítica deve ser informada pelos seguintes princípios básicos: (1) o capital natural impõe limites biofísicos à expansão (escala) da economia; (2) estes limites não são e não podem ser totalmente conhecidos e sua ultrapassagem (*overshooting*) pode levar a perdas irreversíveis potencialmente catastróficas; (3) a degradação do capital natural é um processo duplamente perverso, pois diminui o estoque de ativos naturais e compromete sua capacidade de geração de serviços e de renovação de seu estoque; (4) dadas as incertezas envolvidas e a ignorância sobre os processos que geram os serviços do capital natural, é recomendável uma postura de precaução cética; (5) direito de existência das espécies não humanas.

Um primeiro elemento desta estrutura analítica se refere à mudança de ordem metodológica na consideração das duas dimensões do capital natural, como provedor de matérias-primas (estoque-fluxo) e de serviços ecossistêmicos (fundo-serviço). Enquanto as análises convencionais focam separadamente a natureza estoque-fluxo e fundo-serviço dos elementos do capital natural, a “Economia dos Ecossistemas” integraria ambas as análises, enfatizando a interdependência entre estrutura e funções ecossistêmicas. De modo específico, enfocaria a depleção do capital natural como um processo duplamente maléfico para a sociedade humana: a perda de fluxos materiais tangíveis (recursos naturais) e a perda de elementos que geram fluxos de benefícios intangíveis (serviços ecossistêmicos). Este reconhecimento amplifica a contabilidade dos custos das análises tradicionais, o que favorece a decisão pela conservação e preservação do capital natural.

Em segundo lugar, é necessário superar os limites impostos pela dicotomia encerrada no debate entre visão otimista e visão pessimista sobre as possibilidades de o progresso técnico ser capaz de superar os obstáculos impostos pela contínua degradação do capital natural, adotando a estratégia de precaução cética, tal como proposta por Costanza *et al.* (2000), a qual admite que o capital natural é um portfólio de ativos (ambientais) que

precisa ser administrado de maneira eficiente e prudente, dado seu caráter de bem público e as incertezas fundamentais que envolvem a dinâmica de seus elementos estruturais.

Sendo um conjunto de ativos que geram fluxos de benefícios essenciais, o capital natural deveria também, de modo análogo, ser alvo de estratégias de gestão aplicadas a portfólios de outra natureza. Os proprietários destes últimos não se baseiam nas aludidas vantagens do livre mercado para maximizar os valores de seus rendimentos. Ao contrário, estes portfólios são geridos de maneira proativa e preventiva, de modo que a mesma lógica deveria ser aplicada ao portfólio ambiental (capital natural).

A estratégia a ser adotada para a preservação do capital natural deveria ser pautada pelos seguintes critérios: i. proteção do capital, o que significa que a sociedade deve manter o estoque de capital natural intacto a fim de tornar possível a contínua provisão de serviços ecossistêmicos. Ações que degradam o capital natural devem ser tomadas em última instância, quando não existirem alternativas. A estratégia de proteção deve ser perseguida até o momento em que seja possível demonstrar que existem substitutos viáveis aos serviços fornecidos pelo capital natural; ii. diversificação de investimentos, o que demonstra a necessidade de que a preservação do capital natural seja vista como um *hedge* contra outros tipos de investimento (mudança tecnológica, por exemplo). Este tipo de estratégia reconhece a dependência de outros tipos de investimento sobre a infraestrutura fornecida pelo capital natural; iii. parcimônia nos riscos tomados, o que indica que, uma vez que a maioria dos benefícios providos pelo capital natural é insubstituível, deve-se adotar uma postura de aversão ao risco; iv. necessidade de seguro, o que, no caso do capital natural, significa a criação de reservas de preservação estratégica de parte do capital natural (Costanza *et al.* 2000).

Em conjunto com a adoção dessas medidas fundamentais da gestão de portfólios, um terceiro elemento desta estrutura analítica se refere à necessidade de um melhor desenho institucional para suportar um gerenciamento eficiente e sustentável do capital natural. Trata-se na verdade da superação do que pode ser considerado como uma “falha institucional”, através de um novo desenho que lide com os problemas de gerenciamento do capital natural e com a definição dos beneficiários e provedores dos serviços providos. Este desenho basear-se-ia nos princípios de governança sustentável, propostos por Costanza *et*

al. (1998a), quais sejam: i. responsabilidade; ii. definição apropriada da escala; iii. precaução; iv. gestão adaptativa; v. alocação plena dos custos; e vi. participação. Segundo os autores, estes seis princípios formam um conjunto indivisível de orientações básicas para gestão institucional do capital natural.

Um quarto elemento desta estrutura analítica refere-se aos problemas complexos envolvendo a geração de benefícios pelo capital natural. Tais problemas se relacionam com o caráter de bem público assumido pela maioria dos serviços ecossistêmicos e pela variedade de escalas temporais e espaciais em que eles ocorrem. O *trade-off* básico é que os custos de preservação do capital natural geralmente são locais, enquanto que os benefícios muitas vezes são globais. Os perdedores e ganhadores de qualquer situação de mudança ambiental (variação na quantidade e qualidade de capital natural) dependerão do tipo e escala dos serviços ecossistêmicos providos, do *mix* de *stakeholders* envolvidos e o contexto sociocultural e socioeconômico prevalecente.

Devido a isso, políticas econômicas visando à proteção do capital natural devem levar em conta não apenas princípios de eficácia e eficiência, mas critérios éticos de equidade, justiça e legitimidade. Os arranjos nacionais e internacionais existentes para conservar o capital natural global através de mecanismos de mercado precisam incorporar complexidades locais, sociais, políticas, legais e culturais em seu desenho e em sua implementação (Turner & Daily, 2008).

O quinto elemento é de ordem informacional. Embora haja um crescente reconhecimento da essencialidade dos serviços ecossistêmicos e da dependência do bem-estar humano com relação ao capital natural, informações detalhadas sobre como os diferentes elementos estruturais do capital natural interagem e geram serviços úteis ao homem ainda são deficientes. Essa “falha de informação” é uma das razões pelas quais o financiamento para a conservação do capital natural ainda é insuficiente (Turner & Daily, 2008).

Dada a dificuldade de obtenção de informações sobre como ocorrem os processos ecológicos subjacentes aos elementos do capital natural e os benefícios derivados, é fundamental a articulação das disciplinas científicas num esforço comum de geração de dados sobre oferta e demanda de serviços ecossistêmicos. Especificamente, informações

sobre oferta de serviços ecossistêmicos por diferentes tipos de ecossistemas e informações sobre a demanda por serviços ecossistêmicos por parte dos diversos setores econômicos são essenciais para a simulação de cenários sobre sua trajetória e a de toda estrutura que lhe serve como suporte. As informações de diversas disciplinas devem ser agregadas para a construção de um banco de dados que subsidie análises cujo objetivo é elucidar o grau de dependência das atividades econômicas e do bem-estar em relação ao capital natural e seus serviços.

Finalmente, o sexto elemento, de importância crucial, diz respeito ao tema da valoração do capital natural e dos seus serviços⁴⁴. Enquanto provedor de serviços essenciais, o capital natural é reconhecidamente dotado de valor econômico. No entanto, a característica de bens públicos assumida pelos elementos estruturais do capital natural faz com que os seus valores econômicos não sejam adequadamente capturados pelo mercado.

Criar mecanismos para que os valores dos serviços prestados pelo capital natural sejam internalizados de maneira apropriada pelo sistema econômico representa um desafio na medida em que as abordagens convencionais até então utilizadas para a valoração dos serviços ecossistêmicos majoritariamente enfatizam apenas os valores estritamente econômicos ligados aos serviços ecossistêmicos, não se esforçando em captar valores associados a outras esferas, como a social, por exemplo.

Por fim, é importante dizer que a relevância de uma estrutura analítica voltada especificamente para a gestão do capital natural está no fato de que ela agrega e torna operacionalizáveis as contribuições de várias disciplinas que lidam com a temática ambiental. Isto é, ela enfrenta a questão da complexidade inerente aos processos ecológicos e reconhece a necessidade do conhecimento transdisciplinar para lidar com os fenômenos relacionados ao capital natural.

Como demonstrado pelo Projeto Biosfera 2⁴⁵, o capital natural é insubstituível e vulnerável e suas relações com os sistemas humanos são complexas e não-lineares,

⁴⁴ Os próximos capítulos são dedicados a discutir esse tema.

⁴⁵ Biosfera 2 é uma estrutura de 12.700 m² originalmente construída para ser uma sistema ecológico materialmente construído pelo homem. Construída entre 1987 e 1991, a estrutura foi utilizada para explorar a complexa rede de interações entre os sistemas presentes dentro de um ecossistema. Um dos principais resultados aprendidos por cientistas é que ecossistemas pequenos e fechados são complexos e vulneráveis a

indicando a urgência de se adotarem ações para a preservação do sistema natural que suporta as atividades humanas. Através de uma *framework* pluralista e transdisciplinar, a “Economia dos Ecossistemas” focaria o problema da degradação do capital natural, reconhecendo que a humanidade não deve prescindir do seu uso, mas que este deve ser feito de maneira eficiente, prudente e sustentável.

3.5 Uma nova versão do sistema capitalista: o “Capitalismo 3.0” de Peter Barnes⁴⁶

Conforme já mencionado, a natureza da escassez dos recursos tem mudado em função do crescente e contínuo avanço do sistema econômico sobre o sistema maior que o sustenta (o ecossistema terrestre). Também como já foi visto, alguns autores, como Herman Daly e Robert Costanza, reportam essa mudança como a passagem de um *empty world*, no qual o capital natural (recursos naturais) era relativamente abundante enquanto o capital produzido pelo homem era o fator escasso, para um *full world*, no qual o capital natural passa a ser o fator escasso e limitante do desenvolvimento econômico.

Diante dessa mudança, é preciso que o sistema capitalista se adeque a este novo padrão a fim de preservar e proteger os novos recursos escassos. O *upgrade* necessário na atual versão do capitalismo é discutido em *Capitalism 3.0: a Guide to Reclaiming the Commons*, de Peter Barnes, onde se parte da premissa de que o sistema capitalista é inerentemente falho, pois não incorpora (ou não reconhece) as contribuições ao bem-estar humano oriundas do que pode ser chamado de *commons* (ou ativos comuns, riqueza comum, ou simplesmente “comuns”).

Partindo também da constatação de que o sistema capitalista destrói a natureza, alarga as desigualdades e não promove a felicidade, Barnes centra sua obra na proposição de uma nova versão para o sistema capitalista (Capitalismo 3.0), na qual esteja presente um setor econômico estruturado comprometido com a preservação dos “comuns” (*common sector* ou setor dos “comuns”).

eventos não previsíveis. [informação retirada do artigo *Biosphere 2*, presente na *Wikipedia – The Free Encyclopedia* – http://en.wikipedia.org/wiki/Biosphere_2#cite_note-39, acesso em julho de 2009].

⁴⁶ Esta seção está inteiramente baseada em Barnes (2006).

As terminologias “versão”, “atualização”, etc., provêm da metáfora utilizada pelo autor de que o sistema capitalista é o “sistema operacional” da vida econômica. Isto é, toda a argumentação do autor baseia-se na metáfora que considera os sistemas operacionais e suas constantes atualizações. O sistema capitalista seria o sistema operacional econômico que suporta e estabelece as regras da dimensão mercantil da sociedade humana. Como todo sistema operacional, o sistema capitalista necessita de atualizações para corrigir as falhas que naturalmente surgem com o seu funcionamento. Dentre estas, a mais flagrante é a inexistência de instituições que preservem as riquezas herdadas conjuntamente, que exijam das corporações compensações pela degradação da natureza, ou reforcem o poder de demanda daqueles cujas necessidades básicas são ignoradas.

Sem resvalar para o romantismo exacerbado e atento para as resistências inerentes aos processos de mudança, Barnes (2006) reconhece as dificuldades ao longo do caminho. Seu maior objetivo é mostrar as características da atual versão do capitalismo (Capitalismo 2.0) e a necessidade de se atualizá-lo, construindo um novo sistema que explicitamente considere a dependência humana sobre as nossas riquezas comuns a necessidade de se preservá-las para o bem-estar das gerações atual e futuras. Essa necessidade é justificada pelo fato de que, pela primeira vez na história da humanidade, é crescente e perigosamente elevada a probabilidade de que o patrimônio (capital) natural a ser deixado para as gerações futuras seja efetivamente menor que aquele que a geração atual herdou do passado.

Barnes utiliza o conceito de “comuns” num sentido genérico, englobando todos os “presentes” que a humanidade recebe como herança ou cria em sociedade. Esta noção de “comuns” designa um conjunto de ativos que possui duas características simultâneas: eles todos são “presentes” e são compartilhados. “Presentes compartilhados” são aqueles que os seres humanos recebem como membros de uma comunidade. Como exemplo, pode-se apontar os ecossistemas, o ar, a água, os idiomas, músicas, feriados, moedas, leis, a Internet, etc.

Os “comuns” podem também ser entendidos como um largo rio, cujos principais tributários seriam a natureza, as culturas e as comunidades. O rio caudaloso dos “comuns” precede e suporta o sistema capitalista e o bem-estar humano. Dada a sua essencialidade e muitas vezes a impossibilidade de se substituí-los, uma característica dos “comuns” é que

eles devem ser conjuntamente preservados, sendo esta uma obrigação da geração atual. Isto é, há uma consideração de ordem moral que pressupõe a gestão compartilhada, prudente, eficiente e sustentável desses presentes (os “comuns”) com a perspectiva de que as gerações futuras necessitam deste patrimônio comum e que a geração atual não tem o direito de privá-las ao seu acesso.

As premissas básicas que subjazem a proposta de construção do Capitalismo 3.0 são:

- os seres humanos possuem um contrato (moral e ético) que estabelece que toda geração deve deixar (ou passar) para as próximas gerações os ativos comuns conjuntamente herdados;
- os seres humanos não estão sozinhos, indicando que todas as espécies não-humanas e suas descendências têm o direito à vida;
- externalidades negativas (*illth*) acontecem e precisam ser enfrentadas, sendo elas consideradas o “lado escuro do capitalismo”;
- necessidade de reparo nos “códigos” do sistema operacional e não nos sintomas produzidos. Isto significa que uma estratégia potencialmente bem sucedida é aquela que prevê o reparo nos fundamentos do sistema operacional, de forma a atacar as causas da produção de externalidades negativas;
- revisão sábia, que pressupõe reparos graduais e ao menor custo possível nas engrenagens problemáticas do sistema operacional;
- dinheiro não é tudo, no sentido de que existem necessidades humanas básicas, como conexão com a família, proximidade com a natureza, etc., que não podem ser satisfeitas integralmente pela troca de dinheiro. Um novo sistema operacional econômico deveria ser desenhado de tal modo que tais necessidades pudessem ser contempladas de uma maneira não-monetária;
- o sistema econômico tem seu melhor funcionamento quando recompensa comportamentos desejados, sendo que qualquer método para proteger a natureza e as gerações futuras não deve prescindir de incentivos que façam com que a sociedade aja neste sentido.

Barnes (2006) oferece também uma breve história do sistema capitalista, dividindo-o em duas “versões” básicas. Até o ano de 1950, afirma que a sociedade humana vivia no

que pode ser chamado de “capitalismo da insuficiência” (*shortage capitalism*), que representava a primeira versão do sistema (*Capitalism 1.0*). Logo após a Segunda Guerra Mundial, o sistema capitalista foi atualizado e atingiu sua segunda versão (*Capitalism 2.0*), que pode ser apontada como o “capitalismo do excesso” (*surplus capitalism*). Nesta última, o poder das corporações foi elevado ao paroxismo e o seu grande aríete é a produção de novas demandas e a expansão massiva do crédito.

Dentre as principais diferenças entre estas duas versões, o autor chama a atenção para a mudança da natureza da escassez: enquanto que no Capitalismo 1.0 os bens econômicos em geral eram escassos e sua produção e acumulação eram justificáveis, no Capitalismo 2.0 há uma relativa abundância destes bens antes escassos. A nova escassez passa a englobar, entre outros, os ativos comuns provenientes do chamado capital natural, principalmente no que diz respeito à sua capacidade de absorção dos resíduos das atividades econômicas.

A atual versão do sistema (Capitalismo 2.0) conduz inevitavelmente a três patologias: destruição da natureza, alargamento das desigualdades e a falha em promover a felicidade, a despeito da pretensão do sistema em gerá-la. Estas são causadas pelos algoritmos que comandam a atual versão do sistema capitalista. Estes são: i. maximizar os retornos ao capital; ii. distribuir a propriedade da renda *on a per-share basis*; e iii. o preço da natureza é zero. A combinação desses três algoritmos é a responsável pelo fato de o capitalismo destruir a natureza e aumentar a desigualdade entre os seres humanos. Ao mesmo tempo, dentro do algoritmos que comandam o Capitalismo 2.0, não há nada que incentive as corporações (ou o mercado), individualmente ou coletivamente, a preservarem os “comuns”⁴⁷.

Várias foram as tentativas de incorporar ou lidar com a questão ambiental. Uma delas é conhecida como ambientalismo de livre mercado (*free market environmentalism*), cujo suporte teórico remonta ao teorema de Coase⁴⁸. Este último forneceu credibilidade à

⁴⁷ O autor reconhece a existência de corporações que de fato se preocupam com a preservação da natureza e com a geração de benefícios para a sociedade. Entretanto, o espaço de ação de tais corporações é muito limitado e, majoritariamente, o comportamento do mercado se adequa aos três algoritmos básicos.

⁴⁸ Coase (1960) trata do problema econômico das *externalidades*, que são efeitos positivos ou negativos gerados por meio das atividades de consumo ou produção de um agente econômico e que afetam os demais agentes, sem que o primeiro (gerador da externalidade) internalize em seu cálculo econômico este efeito

ideia de que o mercado – e não o governo – é o lugar ideal para se lidar com a poluição, através de direitos de propriedade claramente definidos e baixos custos de transação.

Segundo o teorema de Coase, o nível de poluição seria o mesmo independente da maneira como os direitos de propriedade são alocados. Entretanto, Barnes afirma que a questão central é como alocar os direitos de propriedade, se o objetivo central é proteger um direito de nascimento (os “comuns”) compartilhado por toda a humanidade. Além desta dificuldade operacional, há que se considerar também a questão da representatividade dos agentes poluidores e agentes que sofrem a poluição. Quais são os princípios que devem nortear as ações dos representantes destes dois grupos de agentes? A questão chave é fazer com que estes sejam “administradores” (*trustees*) igualmente preocupados com as gerações atuais e futuras.

Existem diferentes maneiras de se estabelecer direitos de propriedade relacionados à natureza, com diferentes consequências. Por estabelecimento de propriedade (“*propertize*”), Barnes (2006) entende um processo no qual um aspecto da natureza é tratado como “propriedade”, sendo passível de ser possuído por um agente. Difere-se da privatização, a qual se refere exclusivamente à atribuição de direitos de propriedade às corporações. O autor afirma que é possível estabelecer direitos de propriedade sem privatizar a natureza, sendo que a ideia básica é converter os “comuns” em propriedades compartilhadas ao invés de propriedades corporativas. Tal argumentação é desenvolvida na segunda parte da obra, intitulada “*A Solution*”.

Nesta segunda parte, Barnes esboça uma possível solução que seria capaz de corrigir as falhas do sistema operacional vigente (Capitalismo 2.0). Partindo do princípio de que este último possui três falhas básicas (destruição da natureza, alargamento das desigualdades e incapacidade de promover a felicidade), cujas causas básicas são os algoritmos que comandam o comportamento do setor corporativo, um novo sistema operacional (Capitalismo 3.0) deve compreender um novo setor devotado aos “comuns”, cuja função primordial é a de equilibrar o setor das corporações. O novo setor também seria responsável por representar *stakeholders* não representados no atual regime: as gerações

externo. O teorema de Coase afirma que a existência das externalidades não significa alocação imperfeita dos recursos, desde que os custos de transação sejam nulos e os direitos de propriedade bem definidos.

futuras, os agentes que sofrem com a poluição e as espécies não humanas. Por fim, se o setor corporativo “devora” a natureza, o novo setor dos “comuns” a protegeria, além de reduzir as desigualdades e reconectar a sociedade humana à natureza, comunidade e cultura.

O setor dos “comuns” refere-se a um setor organizado que engloba parte dos ativos “comuns” (“presentes”) herdados pela sociedade. É um subconjunto de todos os “comuns”, organizado conscientemente de acordo com princípios comuns. O ponto fulcral de Barnes (2006) é a proposição de alargamento deste setor, como forma de explicitar a importância e a necessidade de preservação e gestão eficiente desta classe de ativos.

A construção do setor dos “comuns” produziria uma economia equilibrada na qual seria fornecido o melhor dos dois setores (corporações e “comuns”). Entretanto, estabelecer um setor dos “comuns” a partir do nada seria uma tarefa formidável, o que torna a correção do Capitalismo 2.0 uma missão operacionalmente impossível.

Entretanto, a construção do setor dos “comuns” não precisa ser *from scratch*, já que sua base de ativos é representada pela totalidades do “comuns”, que são os presentes da natureza e sociedade herdados e criados conjuntamente pela humanidade. Tais presentes, segundo o autor, são mais valiosos que todos os ativos privados combinados e a função do setor dos “comuns” seria o de organizar e proteger os “comuns” e, ao fazê-lo, salvar o capitalismo de si mesmo. Apesar da obsessão do atual sistema pela riqueza privada, é preciso começar a perceber os presentes compartilhados pela humanidade (os “comuns”) e reconhecer o seu imenso valor. Além de perceber a riqueza comum herdada e compartilhada, é tempo de começar a se preocupar em nomeá-la, protegê-la e organizá-la. A questão prática é *como*.

Barnes é a favor do estabelecimento de direitos de propriedade aplicáveis aos “comuns” (“*propertization*”) e não da privatização dos “comuns”. Todavia, a colocação de direitos de propriedade, especialmente os concernentes aos “comuns”, requer competentes instituições. É preciso, pois, um conjunto de instituições eficientes, distinto das instituições do setor corporativo e do governo, cuja única e explícita missão seja gerir a propriedade comum.

Este conjunto de instituições deve ser desenhado de maneira que se possa lidar com a capacidade e os limites de cada “presente” da natureza. Além disso, as instituições ligadas ao setor dos “comuns” devem seguir alguns princípios organizacionais, quais sejam: i. deixar uma quantidade suficiente de um determinado “comum” como propriedade comum; ii. as futuras gerações devem ter prioridade; iii. quanto mais melhor, no sentido de que as instituições do setor “comum” devem estimular a inclusão do maior número possível de “co-proprietários” dos “comuns”; iv. uma pessoa, uma parcela. Refere-se ao direito que todos os membros da sociedade têm em receber uma parcela igual da renda proveniente da venda de direitos de uso limitado; e v. inclusão de alguma liquidez, no sentido de que a sociedade teria uma maior percepção dos ativos “comuns” se deles se pudesse extrair algum tipo de renda.

As instituições do setor dos “comuns” seriam basicamente constituídas pelos *trusts*⁴⁹, que são instituições destinadas a manter e “administrar” algum tipo de propriedade para seus beneficiários. Sua essência é um relacionamento fiduciário, sendo que nem a instituição em si tampouco os beneficiários são permitidos agirem em busca do auto-interesse. Ambos (instituição e participantes) são legalmente obrigados a agirem exclusivamente em nome dos beneficiários. As regras que norteiam a ação dos *trusts* são as seguintes: i. administradores devem agir com irrestrita lealdade aos beneficiários; ii. exceto quando autorizados, os administradores devem agir para manter o “inventário” pelo qual é responsável; e iii. os administradores devem ser transparentes o suficiente, apresentando com frequência definida informações financeiras aos beneficiários.

Os *trusts* de propriedade comum (*common property trusts*) são tipos especiais de *trusts* que administram ativos provenientes dos “comuns” e/ou que devem ser preservados como tal. Tais ativos são administrados prioritariamente em favor das gerações futuras. Uma de suas tarefas é a de preservar os habitats e paisagens e controlar o fluxo de poluição nos ecossistemas. Neste último caso, o que estaria sendo administrado não são os

⁴⁹ É importante salientar que o autor faz uma distinção entre *trusts* e *stewards*, ambos termos de difícil tradução para o português, mas que indicam instituições dedicadas a administrar e zelar por uma propriedade possuída simultaneamente por co-proprietários. Nas *stewards*, as obrigações dos participantes são voluntárias e vagas, enquanto que nos *trusts* elas são mandatórias e específicas. Assim, *trusteeship* é uma responsabilidade mais formal e rigorosa que *stewardship*.

ecossistemas em si, mas as atividades econômicas em torno dos ecossistemas e que estes fossem tratados como ativos sob *trusts* de propriedade comum.

A introdução de *trusts* como instituições responsáveis pela gestão dos ativos comuns significa uma transição para um padrão de sustentabilidade no qual a pressão política é por uma redução mais rápida nos níveis de poluição. Isto porque quanto menor a oferta de permissões para poluir, maiores serão seus preços e, por conseguinte, maiores serão os dividendos dos co-proprietários. Há, portanto, incentivos macroeconômicos e microeconômicos que sustentam o argumento de colocação dos *trusts* como guardiões do “comuns” e em nome das futuras gerações.

Relembrando que as três categorias dos “comuns” são a natureza, as comunidades e a cultura, o autor reafirma que todas elas estão sob constante ataque por parte do setor corporativo e todas elas precisam ser fortificadas. Os meios de fortificação serão dados pelas peculiaridades e especificidades de cada categoria. No caso de ativos escassos e/ou ameaçados, deve-se limitar seu uso agregado, atribuindo direitos de propriedade aos *trusts*, o quais devem cobrar preços de mercado dos usuários. Quando os “comuns” não apresentam limitação no seu uso (como cultura, a própria Internet, etc.) o desafio é fornecer o maior benefício para o maior número possível de beneficiários, ao menor preço.

Enquanto proposta com potencial para corrigir as falhas da atual versão do sistema capitalista, a construção de um novo setor econômico (setor dos “comuns”) seria um esforço de “tentativa e erro”, no qual seriam testados diferentes tipos de *trusts* e associações informais que não visam lucro. O intuito de tal esforço seria perceber quão próximo aos princípios comunais estaria um setor construído dessa forma. A partir do momento que este esforço amadurece e se consolida, há espaços para mudanças maiores, no sentido de estabelecer um setor mais estruturado e organizado, cuja função precípua fosse a proteção dos “comuns” e a representação das gerações futuras.

Além de explicitar algumas iniciativas locais e regionais dentro do território estadunidense, Barnes chama a atenção para a construção de uma instituição em nível nacional, chamada de *American Permanent Fund*, a exemplo de um *trust* já existente no estado do Alaska, o *Alaska Permanent Fund*. Em termos globais, o autor apresenta a ideia do *Global Atmosphere Trust*, cuja função principal seria a imposição de limites para

emissões de gases de efeito estufa. Embora negociações já implementadas, como o Protocolo de Kioto, tenham a mesma finalidade, um *trust* global para a atmosfera traria os benefícios deste tipo de organização (dividendos *per capita*, recursos para investimento em bens públicos, etc.) e contribuiria para a redução de emissões de uma maneira equitativa⁵⁰.

Através do *scale-up* de iniciativas locais já implementadas, o setor dos “comuns”, através da constituição de vários *trusts*, traria uma grande mudança no terceiro algoritmo que comanda o sistema capitalista. Na versão mais atualizada do sistema, o preço da natureza no Capitalismo 3.0 não mais será zero. A grande mensagem que a metáfora do Capitalismo 3.0 traz é que a engrenagem econômica deve parar de destruir os “comuns” e começar a protegê-los. Esta mudança requer um *upgrade* no atual sistema operacional econômico. Tal mudança não será harmônica e trivial, “*but all we need is the will*”.

3.6 Notas conclusivas

A trajetória da sociedade capitalista e da engrenagem econômica por ela ensejada tem sido apontada como ecologicamente insustentável, no sentido de que os sinais de degradação do capital natural e a deterioração de seus fluxos de serviços tornam-se cada vez mais clarividentes. Entre outros, pode-se citar como exemplo a recorrência de desastres ecológicos, a mudança no clima e a contínua perda de diversidade biológica, representada pela homogeneização de paisagens naturais.

Como novo fator escasso, o capital natural encerra algumas especificidades que justificam um tratamento especial da teoria econômica no que se tange à sua alocação e preservação. Em primeiro lugar, os componentes do capital natural são, em sua maioria, não-rivais e não-excludentes, o que os coloca dentro da categoria de bens públicos. Em segundo lugar, as complexas e dinâmicas relações entre seus componentes gera um fluxo de serviços de suporte às atividades humanas que, na prática, são de difícil ou impossível substituição.

⁵⁰ A ideia de um *trust* global para a atmosfera foi posteriormente retomada em um artigo publicado pela revista *Science*, em fevereiro de 2008 (Barnes *et al.*, 2008) no qual Barnes e outros autores desenvolvem melhor a ideia do *Global Atmosphere Trust*.

Em se tratando de sua alocação, o atributo de bem público de grande parte do capital natural faz com que este não seja considerado nas transações econômicas e que sua contribuição para o bem-estar humano não seja corretamente avaliada. O fato de não ser precificado como outro bem ou serviço faz com que não haja incentivos para sua preservação, levando à superexploração e, muitas vezes, à sua perda total. Resta, pois, encontrar meios eficazes para se incluir adequadamente o capital natural nas transações de mercado de maneira a se obter uma verdadeira eficiência alocativa, não perdendo de vista a necessidade de sua preservação como meio de garantir condições mínimas de vida para as gerações futuras.

Na perspectiva de que a preservação do patrimônio natural da humanidade (capital natural global) é crucial para a sobrevivência humana, este capítulo teve como objetivo discutir os princípios básicos de uma estrutura analítica cujo objetivo central é a gestão eficiente e sustentável do capital natural. Tal estrutura coaduna-se com o novo padrão de escassez dos recursos e insere-se dentro de um novo paradigma mais amplo, o qual traz a sustentabilidade ecológica, a justiça distributiva e a eficiência econômica como princípios constitutivos básicos.

Dentro do corpo mais amplo da teoria econômica, esta estrutura analítica – que foi chamada de “Economia dos Ecossistemas” – estaria mais próxima das premissas básicas da Economia Ecológica, dentro da qual se admite a existência de limites biofísicos e ecológicos à contínua expansão do sistema econômico, bem como a existência de limiares ecológicos (*thresholds*) que uma vez ultrapassados podem levar a perdas irreversíveis potencialmente catastróficas.

Dentro dessa visão pré-analítica fundamental, a “Economia dos Ecossistemas” tem como desafio analisar as interações entre sistema econômico-capital natural e como ocorrem os processos ecológicos que geram serviços essenciais de suporte à vida. Os elementos estruturais do capital natural e as funções ecológicas decorrentes são interdependentes, o que requer um esforço de análise conjunta dos vários tipos de recursos que o compõem.

A partir do reconhecimento de que o capital natural é um conjunto de ativos que rendem serviços que contribuem para o bem-estar humano, a finalidade precípua da “Economia dos Ecossistemas” é propor estratégias de gestão eficiente e sustentável do capital natural, não perdendo de vista as especificidades deste portfólio natural. Dentre elas, pode-se citar a impossibilidade de substituição de alguns dos seus serviços e as incertezas envolvidas, o que pressupõe a adoção de uma postura de precaução cética com relação à gestão do conjunto de ativos naturais.

A “Economia dos Ecossistemas” deve perseguir meios eficazes para elucidar a real dependência humana em relação ao capital natural e seus serviços. Isso pode ser feito através de um processo de valoração amplo, que considere tanto as interfaces entre os sistemas ecológicos e econômico, como outras dimensões dos valores dos serviços ecossistêmicos. Considera-se que a real eficiência econômica só será obtida quando todos os contribuintes do bem-estar humano forem contabilizados e incorporados adequadamente.

CAPÍTULO 4 – A PRÁTICA CORRENTE DA VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

“The labour of Nature is paid, not because she does much but because she does little. In proportion, as she becomes niggardly in her gifts, she exacts a greater price for her work. Where she is magnificently beneficent, she always works gratis.”

Ricardo (1817, p. 55)

4.1 Introdução

A questão da preservação dos serviços ecossistêmicos e da gestão dos ativos naturais provenientes do capital natural frequentemente tem sido discutida sob uma estratégia baseada no conceito de serviços ecossistêmicos. Embora possa haver algumas críticas, como a que diz que a preservação da natureza não deve ser ancorada apenas nos seus “benefícios” gerados, mas também no amor a ela devotado pela sociedade humana (McCauley, 2006), o fato é que a valoração da natureza em termos de suas contribuições para o bem-estar humano tem se tornado um tema recorrente nas discussões sobre preservação do capital natural⁵¹.

Se os serviços ecossistêmicos são quintessenciais para as atividades econômicas (Alexander *et al.*, 1998), a não consideração dos seus valores ou de suas contribuições é grosseiramente negligente. Mesmo sendo importante para gestão do capital natural, a valoração dos serviços ecossistêmicos não pode ser considerada uma panaceia, devendo ser vista apenas como uma pequena parte de um conjunto de informações úteis necessárias para a gestão do capital natural (Costanza, 2006). Conhecer o valor dos serviços ecossistêmicos é útil para sua efetiva gestão, o que, em alguns casos, pode incluir incentivos econômicos para sua preservação. Deve-se ter em mente, ainda, que valorar os

⁵¹ Ver Adamowicz (2004) para uma análise das tendências ao longo do período de existência da valoração ambiental e também suas possíveis direções futuras.

serviços ecossistêmicos não é o mesmo que “comodificá-los” para negociação em mercados privados.

Daily *et al.* (2000) colocam ainda que a valoração não é a solução para o problema da preservação do capital natural, nem um fim em si mesmo. A valoração é apenas um modo de organização das informações necessárias para guiar um processo de tomada de decisões envolvendo o uso dos ativos do capital natural. Exercida em conjunto com instrumentos financeiros e arranjos institucionais que permitam aos indivíduos capturar o valor dos ativos dos ecossistemas, o processo de valoração pode conduzir a efeitos favoráveis em termos de gestão sustentável do capital natural.

Enquanto *mainstream* da teoria econômica, a corrente neoclássica não poderia deixar de incorporar este importante debate em seu esquema analítico. A prática da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos majoritariamente é feita tendo-se como base técnicas que utilizam pressupostos da microeconomia tradicional concernentes ao comportamento e objetivos dos agentes econômicos. Devido a isso, critérios de sustentabilidade e o reconhecimento da complexidade dos processos ecológicos frequentemente não são incorporados.

Dentro do debate sobre as insuficiências da prática da valoração e a necessidade de novas plataformas valorativas, o objetivo deste capítulo é fazer uma discussão sobre pressupostos teóricos e metodológicos da valoração, apresentando a abordagem que aqui é chamada de utilitária e que gera valores utilitário-reducionistas. Em seguida, a fim de apresentar a aplicabilidade da valoração dos serviços ecossistêmicos e seus principais problemas, é feita uma pequena revisão de alguns estudos que lançaram mão das técnicas desenvolvidas dentro da abordagem utilitária.

4.2 Valoração de serviços ecossistêmicos: pressupostos teóricos

Em consonância com a discussão desenvolvida em capítulos anteriores, há a necessidade de emergência de um novo paradigma, o qual reconheça explicitamente o

capital natural como um conjunto de ativos compartilhados por toda a humanidade. Este patrimônio natural é formado por estruturas (recursos bióticos e abióticos ou recursos estoque-fluxo e fundo-serviço) que, quando interagem entre si, produzem um fluxo de serviços que contribuem para o bem-estar humano. A finalidade deste novo paradigma é a de identificar, organizar e proteger este conjunto de ativos naturais, sendo a valoração dos fluxos de seus serviços gerados uma ferramenta importante para o direcionamento de políticas que visam à sua preservação. Se a gestão do capital natural deve ser sustentável e eficiente em termos econômicos, o tema da valoração dos serviços ecossistêmicos é inseparável das escolhas e decisões que devem ser feitas com relação aos sistemas ecológicos.

Enquanto uma das ferramentas para auxiliar na proteção do capital natural, existe um relativo consenso sobre a necessidade da valoração dos serviços fornecidos pela natureza, estando a controvérsia limitada a franjas mais radicais de ecólogos⁵². Isso se deve ao reconhecimento da existência de “valores” associados aos benefícios oriundos dos processos naturais subjacentes à dinâmica ecossistêmica e ao fato de que o ser humano se depara diariamente com *trade-offs*, os quais levam à necessidade de se fazer escolhas e, ao final, à necessidade de atribuição de valores (Herendeen, 1998; Costanza *et al.*, 1998; Barbier & Heal, 2006; Amazonas, 2009b). Daly (1998) coloca ainda que, para evitar o fenômeno do crescimento *deseconômico*, é preciso conhecer se o valor dos serviços do capital natural sacrificados como resultado da expansão humana é maior que os serviços obtidos com o capital produzido pelo homem, justificando, assim, a valoração dos serviços prestados pelo capital natural.

A valoração se mostra como um importante instrumento para a preservação ambiental e para o reconhecimento/aceitação da dependência humana em relação aos fluxos de serviços ecossistêmicos e da necessidade de se preservá-los, tendo como orientação

⁵² Toman (1998), por exemplo, afirma que a valoração ambiental é frequentemente inapreciável devido a uma associação negativa entre valoração econômica e subestimação de benefícios da proteção ambiental em análises aplicadas de custo-benefício. Além disso, outra crítica é que análises custo-benefício e valoração econômica não são informacionalmente ricas o suficiente para determinar escolhas de política. Há alguns ecólogos, no entanto, que são defensores da valoração no geral, mas possuem ressalvas com relação à valoração monetária.

básica o uso sustentável dos mesmos (Cunha, 2008). Em outras palavras, ela tem se tornado uma maneira efetiva para a compreensão dos benefícios gerados pelos ecossistemas (Guo *et al.*, 2001). Para fins de políticas que têm por objetivo enfrentar os *trade-offs* associados ao uso dos recursos naturais, é preciso, em última instância, conhecer de que maneira mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos impactam o potencial humano em atingir seus objetivos finais relativos às suas necessidades (materiais ou não).

Recentemente, o interesse pela valoração dos serviços ecossistêmicos tem aumentado consideravelmente. Independente do prisma teórico utilizado, grande parte dos esforços envidados pela parte da ciência econômica que se preocupa com os ecossistemas e seus serviços tem se direcionado para a atribuição de valores econômicos relativos aos serviços ecossistêmicos. Todavia, há que se reconhecer uma predominância estrita da utilização do instrumental neoclássico em estudos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos. Isso se deve, principalmente, ao fato de que correntes heterodoxas – como a Economia Ecológica – ainda pouco contribuíram para essa temática (Amazonas, 2009b), muito embora este tópico esteja no centro de suas agendas de pesquisas.

Pode-se dizer que os valores ambientais percebidos pela sociedade fazem parte de uma estrutura valorativa mais ampla, uma vez que a sociedade não considera apenas os valores estritamente econômicos ligados a determinados fluxos de serviços ecossistêmicos. Por valor, entende-se um conjunto mais amplo de “valores humanos historicamente determinados que regem e estruturam as relações de dada sociedade” (Amazonas, 2009b, p. 185). Alguns desses valores estão relacionados aos circuitos de mercados e de trocas – dando a ideia de valores econômicos – e outros estão ligados a ideias de ordem moral e ética (valor à vida, aos direitos humanos, à solidariedade), sendo conhecidos como valores não-econômicos. Uma perspectiva mais ampla de valor divide-se, pois em valores econômicos e não-econômicos.

Em sentido corrente, também se pode entender valor como a expressão da magnitude pela qual um determinado bem ou serviço contribui para um determinado objetivo pré-estabelecido (Bingham *et al.*, 1995; Bockstael *et al.*, 2000; Costanza, 2000). Intuitivamente, por exemplo, pode-se dizer que um quilo de maçãs é valioso exatamente

porque esse bem pode servir ao objetivo de saciar a fome de um indivíduo. Logo, se os serviços ecossistêmicos contribuem para o objetivo maior de manutenção das condições de vida, seus valores são positivos. Se a Economia Ecológica (e também a “Economia dos Ecossistemas”) é construída sobre a integração dos objetivos de escala sustentável, justiça social e eficiência econômica, um esquema de valoração dos serviços ecossistêmicos coerente deve lidar com estes três objetivos. De fato, como afirma Costanza (2003), além do tradicional objetivo da eficiência econômica, é preciso incorporar um conjunto mais amplo de objetivos na valoração dos serviços ecossistêmicos. Isso porque se considera que a valoração dos serviços ecossistêmicos baseada apenas no objetivo de eficiência econômica, cuja expressão é a maximização da utilidade individual, não necessariamente conduz à sustentabilidade ecológica e justiça social (Bishop, 1993).

Embora a ciência econômica há muito se preocupe com a ideia de valor, estes são comumente expressos por preços, os quais não refletem a ideia de importância. Haja vista, por exemplo, o clássico paradoxo entre a água e o diamante. Dentro da teoria neoclássica, a qual se baseia na teoria do valor subjetivo, preços de mercado são aqueles que igualam a quantidade ofertada e demandada, refletindo o valor atribuído a determinado bem pelo seu comprador marginal (Heal, 2000). Entretanto, em se tratando de sistemas complexos, como os ecossistemas, cujo funcionamento não é totalmente compreendido, a valoração marginal torna-se inapropriada (Farley, 2008a, 2008b), visto que pequenas mudanças ou intervenções em um ecossistema podem levar a mudanças não marginais, que – em alguns casos – podem significar ruptura dos processos que geram os serviços ecossistêmicos. Além disso, o processo de valoração sempre será envolto de incertezas e inevitavelmente evolverá certo grau de subjetivismo e avaliações normativas por parte de quem define o problema de valoração⁵³.

⁵³ Ao discutir o tema da valoração da biodiversidade, Gowdy (1997, p. 27-28) afirma que “... *when we talk about ecosystem, the concept of the marginal value of biodiversity is problematic. Removing one species will affect all the others in the system. Environmental features are characterized by ‘functional transparency’, that is, contribution of one feature of an ecosystem cannot be known until that feature is absent*”. Esta passagem demonstra a inaplicabilidade da valoração marginal para bens ecossistêmicos ou entidades insubstituíveis, como é o caso da biodiversidade. Além disso, este autor também afirma que as preferências dos indivíduos não podem ser completamente expressas apenas pelo contexto das trocas de mercado.

Embora os preços de mercado não sejam equivalentes a valores, cujo sentido ultrapassa a esfera econômica, a valoração econômica trabalha principalmente com preços de mercado, demonstrando um viés parcial, antropocêntrico e utilitário, privilegiando apenas a dimensão econômica dos valores associados aos ecossistemas.

Todavia, apesar de não serem apreendidos pela prática corrente da valoração, os valores não-econômicos possuem importante interação com as variáveis econômicas, uma vez que a busca de sua realização perpassa a dimensão econômica, sendo não neutros em suas relações (Amazonas, 2009b). O grande desafio da valoração passa a ser, portanto, a tentativa de inclusão dos valores não-econômicos relativos aos serviços ecossistêmicos, de modo que a valoração se torne mais ampla e abrangente. Além de incluir tais valores não-econômicos, ligados principalmente a questões de ordem moral, ética e cultural, um esquema valorativo amplo deve também trazer considerações sobre a complexidade dos processos ecossistêmicos e suas interações com as variáveis humanas.

Em uma perspectiva crítica da valoração dos serviços ecossistêmicos, González (2004) levanta alguns pontos interessantes. Em primeiro lugar, este autor lembra que a valoração econômica padrão, além de simplificar a dimensão de valores, não considera as diferenças sociais da demanda e, devido a isso, não considera a questão de justiça social ou justiça distributiva. Isto é, a prática da valoração procede à agregação das utilidades derivadas sem o estabelecimento de critérios que ponderem as diferenças na dotação de recursos dos agentes.

Em segundo lugar, González (2004) aponta a questão da falta de questionamentos sobre a solidez metodológica que embasa os exercícios de valoração. Apesar de respaldados pela publicação em renomados periódicos, estudos que fazem uso do atual paradigma não são redarguidos do ponto de vista da robustez dos modelos de valoração utilizados, muito embora os possíveis vieses sejam amplamente discutidos pela literatura crítica. Além disso, enfatiza que a prática corrente da valoração reforça a generalização de resultados em nível macro, ao mesmo tempo em que negligencia a importância de informações contextuais.

Quanto à sua natureza, Azqueta & Sotelsek (2007) chamam a atenção para o fato de que a valoração correntemente praticada se enquadra dentro do contexto do *Environment Impact Assessment* (EIA), numa perspectiva microeconômica. Entretanto, existe uma demanda para valoração dos serviços ecossistêmicos tendo como referência todo o capital natural, numa conjuntura macroeconômica. Isto é, de uma valoração individual, os autores advogam a mudança para uma plataforma de valoração mais ampla, que reconheça todo o capital natural. Tal mudança é coerente com a proposta da “Economia dos Ecossistemas”, discutida no capítulo anterior.

O valor de todo estoque de capital é dado pelo valor presente dos fluxos de renda futura por ele gerados. Considerando que os ecossistemas são estoques de capital natural, tem-se que seu valor também é definido pelo valor presente descontado dos fluxos de renda (natural) futura providos, sendo que, no caso dos ecossistemas, tais fluxos equivalem aos serviços ecossistêmicos (Daily *et al.*, 2000; Bockstael *et al.*, 2000). O exercício de valorar os ecossistemas (ou o capital natural) significa, portanto, captar o valor dos serviços por ele gerados.

Ainda conforme Azqueta & Sotelsek (2007), obter o valor de capital de uma dada área natural é uma tarefa complexa, devido à natureza sistêmica do capital natural. O exercício deve ir além do somatório do valor presente dos fluxos de serviços de ativos presentes dentro do conjunto de todo capital natural. Isso se deve, principalmente, a pelo menos dois problemas que tornam o processo de valoração mais complexo: i. substituíbilidade, pois alguns ativos podem ou não ter substitutos disponíveis dentro da área em consideração, sendo que o mais provável é a não existência de substitutos; ii. o problema das interrelações entre os diversos componentes do capital natural.

Este último problema é de fundamental importância para as questões de valoração. Alguns serviços ecossistêmicos apenas estão disponíveis na presença de outros ativos do capital natural. Isso corrobora a tese de que o processo de degradação do capital natural conduz, de um lado, à perda de ativos naturais e, de outro, ao comprometimento de algumas funções ecossistêmicas. Em termos da nomenclatura apresentada em capítulos anteriores, é necessário que as funções ecossistêmicas que geram os serviços de suporte estejam em

condições de funcionamento adequado para a provisão dos demais serviços. Isso significa que a valoração dos serviços ecossistêmicos não deve prescindir da tentativa de compreensão e interdependência dos componentes do capital natural, o que pressupõe a consideração sobre a dinâmica dos processos ecológicos subjacentes ao capital natural.

Hein et al. (2006) estabelecem uma *framework* para valoração dos serviços ecossistêmicos, composta por cinco passos: i. especificação das fronteiras do sistema a ser valorado; ii. avaliação dos serviços ecossistêmicos em termos biofísicos; iii. valoração, usando linguagem monetária ou outros indicadores; iv. agregação ou comparação de diferentes valores; e v. análise das escalas e *stakeholders* envolvidos.

No primeiro passo, o exercício valorativo exige que o objeto de valoração seja claramente demarcado. Em outras palavras, é preciso se ter uma definição espacial do ecossistema sob consideração. O segundo passo sugere que antes de serem valorados, os serviços ecossistêmicos devem ser avaliados em termos biofísicos. Para os serviços de provisão, por exemplo, esse passo envolve a quantificação em unidades físicas dos fluxos de bens provenientes do ecossistema. Para os serviços de regulação, essa quantificação requer uma análise espacialmente explícita dos impactos biofísicos que determinado serviço tem sobre o ambiente local ou ecossistemas adjacentes. Para os serviços culturais, a avaliação envolve a identificação do número de pessoas que se beneficiam de determinado serviço e o tipo de interação que elas têm com o ecossistema considerado.

Quanto ao terceiro passo, os valores dos serviços ecossistêmicos dependem dos *stakeholders* envolvidos. De fato, há uma relação mútua e dinâmica entre *stakeholders* e serviços ecossistêmicos, já que os serviços ofertados por determinado ecossistema determinam os *stakeholders* relevantes e, de outro lado, estes determinam os serviços ecossistêmicos relevantes.

O quarto passo envolve a agregação e/ou comparação de valores obtidos na etapa anterior. Se todos os valores foram expressos em termos monetários, estes poderão ser somados e o total indicará o valor do ecossistema em questão⁵⁴. Se nem todos os valores

⁵⁴ Importante salientar que mesmo que um grande número de serviços ecossistêmicos tenha sido contemplado, a estimativa total do valor do ecossistema pode ser conservadora, visto que, provalmente, nem toda a gama de

foram expressos em termos monetários, pode-se utilizar uma avaliação multicritério, na qual um determinado *stakeholder* é requerido a atribuir pesos relativos aos diferentes conjuntos de indicadores (monetários e não-monetários), possibilitando a comparação entre eles. Espera-se que diferentes grupos de *stakeholders* tenham perspectivas distintas sobre a importância de diferentes tipos de valores (Hein *et al.*, 2006).

Por fim, o quinto passo é uma consideração explícita sobre as escalas (ecológicas e institucionais) adequadas que são pertinentes aos serviços ecossistêmicos e seus beneficiários. A avaliação das escalas e *stakeholders* envolvidos incrementa a aplicabilidade da valoração dos serviços ecossistêmicos para suportar o processo de tomada de decisão. A consideração das escalas e *stakeholders* permite identificar os possíveis conflitos na gestão ambiental, principalmente entre *stakeholders* locais e *stakeholders* em escalas institucionais maiores⁵⁵ (Hein *et al.*, 2006).

Com relação ao processo de valoração *stricto sensu*, este comumente é feito através de técnicas de valoração que utilizam algumas das pressuposições da economia neoclássica acerca do comportamento do agente econômico. Exemplo é a suposição de racionalidade substantiva, que parte do princípio de que o agente é capaz de entender todas as variáveis que estão em jogo e avaliar as potenciais perdas em termos de bem-estar decorrentes da degradação ambiental.

Há que se considerar, também, que a prática corrente da valoração não incorpora a questão das complexidades envolvidas e não lida com a interdependência entre os componentes do capital natural. Ademais, a valoração traz em si um conflito ético, pois ao alocar recursos que são herança comum de toda a sociedade atual e futura, atribui maior peso às preferências dos agentes com maiores rendas.

serviços ecossistêmicos foi incorporada na análise, dada as dificuldades inerentes de se medir (em termos biofísicos e monetários) todos os processos ecológicos relevantes e a ignorância e incerteza frente à complexidade dos ecossistemas.

⁵⁵ Não se deve esquecer também dos conflitos intergeracionais, envolvendo os *stakeholders* futuros.

4.3 A abordagem utilitária da valoração

Conforme mencionado anteriormente, a abordagem utilitária atribui valores aos serviços ecossistêmicos vinculados à utilidade derivada, direta e indiretamente, do uso atual e potencial dos serviços ecossistêmicos. A utilidade do serviço ecossistêmico é avaliada indiretamente quando o valor calculado deriva de um efeito adverso da perda do serviço que se expressa numa função de produção ou de demanda. Esta abordagem de valoração associa, pois, o valor dos fluxos de serviços ecossistêmicos a valores econômicos, dando uma ideia de valor instrumental aos serviços ecossistêmicos⁵⁶.

Para a economia neoclássica, cuja ideia de valor está ancorada à teoria do valor-subjetivo, a utilidade derivada do consumo dos bens e serviços disponíveis define, em última instância, o comportamento dos consumidores, e o bem-estar é o fim último do agente econômico, constituindo-se como meio para se atingir tal fim a maximização da utilidade. Através do ordenamento das preferências e do conceito de disposição a pagar (DAP) ou disposição a receber (DAR), os agentes econômicos são capazes de expressá-las por determinado bem ou serviço. Sendo assim, o cerne desta abordagem está em mensurar estas duas grandezas, através da identificação das preferências reveladas e declaradas (*revealed preferences* e *stated preferences*⁵⁷) dos agentes econômicos acerca dos bens e serviços ambientais. Tais preferências são fixas e dadas, e o problema econômico fundamental passa a ser o de satisfazê-las de maneira ótima (Farber *et al.*, 2002).

Pearce (1993, p. ix) afirma que “*economists do not ‘value the environment’. They observe that individuals have preferences for improvements in the environment and that those preferences are held with varying degrees of intensity*”. Essa excessiva dependência dos valores dos serviços ecossistêmicos em relação às preferências dos indivíduos faz com que essa abordagem não apresente um vínculo forte com o conceito de Desenvolvimento

⁵⁶ Stöhr (2002) faz a distinção entre valor intrínseco (ou inerente) e valor instrumental. O primeiro refere-se ao valor objetivo que uma entidade possui por si mesma, independentemente das avaliações de terceiros sobre a sua funcionalidade dentro de um sistema maior. Já os valores instrumentais são aqueles referentes à utilidade das entidades para realização de outros fins.

⁵⁷ De maneira geral, pode-se dizer que preferências reveladas são aquelas inferidas a partir do comportamento dos agentes nos mercados reais. As preferências declaradas são aquelas anunciadas/manifestadas pelos agentes em cenários hipotéticos.

Sustentável. Conforme Amazonas (2009b), isso se dá pelo fato de que há uma limitação cognitiva dos indivíduos em relação ao meio ambiente e, mesmo dentro da capacidade cognitiva possível, há uma limitação ou impossibilidade em expressar-se os julgamentos dos agentes em termos de dispêndio monetário pessoal. Além disso, os pressupostos teóricos que sustentam essa abordagem não garantem que as preferências dos indivíduos representem uma preocupação com as gerações futuras, tampouco com as preferências de agentes desprovidos de renda⁵⁸.

Tradicionalmente, os valores dos serviços ecossistêmicos são divididos em duas categorias: valores de uso e valores de não-uso. Os primeiros são subdivididos em valores de uso direto, oriundos da utilização direta dos ecossistemas (serviços de provisão, por exemplo), valores de uso indireto, provenientes da utilização indireta dos ecossistemas (serviços de regulação) e valores de opção, que são valores derivados da perspectiva de uso futuro dos ecossistemas.

Os valores de não-uso são aqueles derivados de características inerentes dos ecossistemas e podem ser divididos em valor de existência (valor oriundo da utilidade derivada do conhecimento da existência de ecossistemas e/ou espécies), valor altruístico (valor proveniente da utilidade derivada do conhecimento do benefício percebido por outros agentes econômicos) e valor legado (valor baseado na utilidade derivada da possível melhora futura do bem-estar dos descendentes de determinado agente econômico) (Kolstad, 2000 citado por Hein *et al.*, 2006). Interessante notar que, mesmo no caso dos valores de não-uso, a ideia de utilidade derivada ainda está presente.

⁵⁸ Farley (2008a) apresenta um exemplo bastante convincente sobre este ponto. Sanofi-Aventis, empresa de fármacos, desenvolveu um composto (eflornitina) capaz de auxiliar no tratamento da doença do sono, uma transmitida pela mosca tsé-tsé e que ameaça 70 milhões de africanos. Como a empresa não apresentava lucro com a produção do composto para fabricação de medicamentos para doentes africanos, a produção foi suspensa, ao mesmo tempo em que outras empresas continuavam a produzi-lo para fabricação de cosméticos capazes de retirar pelos faciais indesejados. Após ameaças de ONGs (organizações não governamentais) de publicização desse fato, empresas que produziam o composto voltaram a produzi-lo para tratamento da doença do sono. Isso demonstra que as preferências dos agentes mais pobres não são levadas em conta e que a alocação de recursos numa economia de mercado livre é ponderada pelo poder aquisitivo dos agentes. Sem intervenção, as forças de mercado continuariam a privilegiar a fabricação de eflornitina para a produção de cosméticos, o que é inaceitável do ponto de vista ético-normativo.

Dentro da abordagem da precificação/valoração das externalidades geradas nas transações que envolvem o meio ambiente⁵⁹, foram desenvolvidas técnicas de valoração econômica com o objetivo de estimar os custos sociais de se usar recursos ambientais escassos ou, ainda, incorporar-se os benefícios sociais advindos do uso desses recursos. Dessa maneira, a ideia é a de estimar valores ambientais em termos monetários, de maneira a tornar esse valor comparável a outros valores de mercado, subsidiando a tomada de decisão envolvendo recursos naturais.

Conforme Motta (1998), o trabalho de valorar economicamente o meio ambiente é determinar a diferença de bem-estar das pessoas após mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais, seja na apropriação por uso ou não. Todavia, a grande questão é saber se os métodos de valoração empregados captam, simultaneamente, todas as parcelas do VERA⁶⁰, o que nem sempre é possível. As falhas que os mercados convencionais apresentam (preços de equilíbrio *versus* preços ótimos) e que seriam, a princípio, os mecanismos utilizados para tal fim, somadas a problemas de serviços não excludentes e não rivais, indeterminação e irreversibilidade associadas à degradação dos bens e serviços ambientais dificultam a análise.

Maia *et al.* (2004) dividem as técnicas de valoração existentes em métodos indiretos, que incluem a produtividade marginal e os métodos baseados em mercados de bens substitutos (custos evitados, custos de controle, custos de reposição, custos de oportunidade); e métodos diretos, que são constituídos da disposição a pagar (DAP) indireta (custo de viagem e preços hedônicos) e DAP direta (avaliação contingente)⁶¹.

Em se tratando da produtividade marginal, seu princípio é de que variações na qualidade ambiental (alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos) afetam a produtividade das atividades humanas. Tomando-se o exemplo de serviços que afetam

⁵⁹ Existe uma outra abordagem, conhecida como negociação coaseana, que sugere a privatização da natureza, definindo os direitos de propriedade dos recursos ambientais, e, portanto, a precificação dos mesmos no mercado convencional. Tal abordagem, no entanto, é passível de sérias críticas, como a de que a privatização dos direitos sobre a natureza não funcionaria, dado seu caráter invariavelmente público.

⁶⁰ O valor econômico dos recursos naturais (VERA) deriva de seus atributos, que podem estar associados ou não a um uso. O VERA é a soma das parcelas de valor de uso direto (VUD), valor de uso indireto (VUI), valor de opção (VO) e valor de existência (VE), os quais já foram discutidos.

⁶¹ Além de Maia *et al.* (2004), ver também Motta (1998) e Pearce & Turner (1990) para um detalhamento sobre as técnicas de valoração.

diretamente o rendimento médio das lavouras, como a polinização, a retenção do solo e regulação biológica, as alterações negativas nos seus fluxos têm impactos na produtividade agrícola, forçando, em última instância, o aumento nos custos de produção para manutenção de seu rendimento. A relação entre mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos e o declínio da produtividade é dada pelas chamadas funções dose-resposta. Estas últimas são de difícil mensuração, pois o seu processo de estimação exige um elevado nível de conhecimento dos processos ecológicos e dos seus impactos nas atividades humanas, o qual nem sempre está disponível.

Como alternativa se usa métodos mais simples, mas também mais reducionistas. Como exemplo, pode-se citar o método do custo de reposição de nutrientes para estimar o custo da erosão do solo. Avalia-se o custo de fertilizantes adicionais exigidos para substituir os nutrientes carreados pelo processo erosivo, e a mão-de-obra para aplicação dos mesmos. Este método pressupõe que a erosão afeta apenas o estoque de nutrientes do solo. No entanto, há uma série de serviços ecossistêmicos oferecidos pelo solo, além da fertilização natural (armazenamento de água, aeração, produção de antibióticos), que são desconsiderados⁶².

Outras técnicas baseadas na função de produção são os métodos dos custos evitados (MCE) e do custo de oportunidade. Os custos evitados incorporam os gastos preventivos incorridos pelos indivíduos como medidas indiretas de manutenção, controle e recuperação da qualidade dos serviços ecossistêmicos. O método é também reconhecido como *defensive expenditures*, *adverting expenditures*, *adverting costs*, *adverting expenditures*, dentre outros.

Quanto aos métodos diretos, estes se baseiam nas hipóteses neoclássicas do individualismo metodológico, utilitarismo e equilíbrio, e tem a *welfare economics* como substrato teórico, entendendo que o bem-estar é o fim último das relações econômicas. Pressupõe que a utilidade pode ser devidamente expressa por meio do ordenamento das

⁶² O capítulo 7 trata dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo e discute possibilidades de avaliação de outros serviços além do cálculo do custo da reposição de nutrientes como estimativa para o valor da degradação do solo.

preferências individuais e revelada sem vieses pelos agentes econômicos (Amazonas, 2009b).

Os métodos diretos podem ser subdivididos entre aqueles métodos que identificam a DAP (ou DAR) dos indivíduos diretamente (avaliação contingente) e aqueles que mensuram a DAP indiretamente (custo de viagem e preços hedônicos).

Quanto ao método do custo de viagem, cuja formulação prevê o cálculo de uma DAP indireta pelo recurso natural ao se medir os custos que o agente econômico incorre para visitar uma área ambiental (um ecossistema como praia ou um parque ambiental aberto à visitação), este é passível de viés dado que não leva em conta a possibilidade de os indivíduos visitarem a área por outros motivos não revelados. Tal método consegue captar também somente as parcelas de uso direto e indireto, dado que somente as pessoas que visitam o local fazem parte do espaço amostral (Maia *et al.*, 2004). Algumas críticas ao método dizem respeito ao fato de que é difícil contornar a situação de objetivos múltiplos da viagem, o que poderia levar a uma superestimação do valor. Em outros casos, não há consideração explícita sobre o custo de oportunidade do tempo despendido para a viagem até o local de visitação.

O apreçamento hedônico considera que um determinado serviço ecossistêmico é integrante da função preço de um determinado ativo (uma propriedade rural, por exemplo). A partir de técnicas econométricas é possível inferir a contribuição da amenidade ambiental considerada sobre a formação do preço do ativo, calculando-se de forma indireta, o valor atribuído ao serviço ecossistêmico. As críticas vão no sentido de que a obtenção dos valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos estão em função da significância estatística resultante dos modelos econométricos (Maia *et al.*, 2004). Pode-se também fazer objeções ao fato de que há a existência de assimetrias de informações no funcionamento dos mercados, o que pode inviabilizar a correta apreciação das características ambientais consideradas.

Dentre as técnicas mencionadas, aquela que apresenta maior amplitude de aplicação e, paradoxalmente, uma maior probabilidade de vieses é a avaliação contingente⁶³. Esta tem sido largamente utilizada em pesquisas ambientais no Brasil, Estados Unidos e Europa⁶⁴, dada a sua potencial possibilidade de captar o valor de diferentes tipos de serviços ecossistêmicos, podendo, inclusive, mensurar valores não associados ao uso atual ou potencial, conhecido como valor de uso passivo⁶⁵ (Carson, 2000). Seu princípio é a estimação de uma DAP ou DAR dos indivíduos capazes de manter inalterado o nível de utilidade dos mesmos frente a uma variação da disponibilidade ambiental. Sendo a função de utilidade não observável diretamente, a DAP e a DAR são estimadas com base em mercados hipotéticos, cuja simulação se dá via *surveys*, onde se busca características que estejam o mais próximo possível das existentes⁶⁶.

Algumas críticas endereçadas recentemente a este método ressaltam o fato de que apenas o funcionamento do livre mercado pode determinar o verdadeiro valor dos ecossistemas e dos serviços por ele gerados, pois a simulação de mercado não traz todas as informações necessárias. Além do que, argumenta-se também que se a DAP for nula, significa dizer que determinado ecossistema valorado pode ser totalmente destruído, pois

⁶³ Alguns autores apontam que a ideia da valoração contingente foi primeiramente introduzida por Ciriacy-Wantrup (1947) e que o primeiro estudo feito utilizando o método foi uma tese de doutorado da Universidade de Harvard (Davis, 1963).

⁶⁴ Alberini & Kahn (2006) observaram uma mudança no padrão de utilização de estudos que empregam o método da avaliação contingente. Segundo os autores, nos últimos 50 anos o foco da avaliação contingente tem se deslocado de estudos de contabilização de impactos ambientais (devido a desastres naturais induzidos pelo homem) para estudos que procuram avaliar os benefícios da proteção ambiental. Argumentos como proteção da biodiversidade e gestão de áreas protegidas têm sido utilizados para justificar o uso da avaliação contingente.

⁶⁵ Krutilla (1967) afirma que muitas pessoas valoram maravilhas naturais baseados apenas em sua existência, satisfazendo-se com a apreciação de belas paisagens e apresentando uma disponibilidade a pagar positiva com relação a estes recursos. O método contingente teoricamente poderia captar esta disponibilidade a pagar associada a estes valores de não-uso. Estes últimos podem ser antropocêntricos, como no caso de beleza natural, ou “ecocêntrico”, como os relacionados ao sentimento de que espécies não-humanas (plantas e animais) têm direito à vida (Hargrove, 1989).

⁶⁶ Uma técnica não muito utilizada, mas que pode ser considerada uma variante da avaliação contingente é a *conjoint valuation*, a qual usa *choice experiment* e cujo princípio também se baseia na construção de mercados hipotéticos para a captação de preferências dos indivíduos. Entretanto, os cenários construídos envolvem vários níveis de dois ou mais atributos e os indivíduos são solicitados a escolhê-los ou ordená-los, sendo a estrutura de suas preferências inferidas a partir de suas escolhas. Uma das vantagens sobre a avaliação contingente é a de oferecer oportunidades de explicitamente determinar os *trade-offs* existentes em condições ambientais através de sua ênfase em encontrar as estruturas de preferências, não se baseando apenas na valoração monetária (Farber & Griner, 2000). Ver também Alpizar *et al.* (2001).

não há disposição para conservá-lo; o que pode não ser verdade, pois outras razões podem levar os envolvidos a não revelar sua DAP. Adicionalmente, critica-se, principalmente, a suposição de concorrência perfeita, equilíbrio e racionalidade substantiva dos agentes, implícitas no método.

Há que se destacar também a possibilidade de ocorrência de vários tipos de vieses na aplicação deste método. Para citar apenas alguns, tem-se o viés estratégico, no qual o indivíduo subestima sua verdadeira DAP com receio de que venha realmente a ser cobrado, ou o viés de aceitabilidade, que ocorre quando um indivíduo aceita uma DAP sugerida, mas efetivamente não está disposto a pagar por ela, quando, por exemplo, a mesma pode estar em desacordo com a sua capacidade de pagamento. Maia *et al.* (2004) sugerem algumas medidas para que tais vieses sejam minimizados durante a aplicação do método contingente. Entretanto, Vatn & Bromley (1995) apontam para a impossibilidade de se contornar estes vieses, considerados por eles como falhas estruturais do método⁶⁷.

Uma prática que vem sendo largamente utilizada recentemente consiste em extrapolar os resultados obtidos em estudos de valoração para outros lugares. Embora não seja propriamente uma técnica de valoração, a transferência de benefícios (*benefits transfer*) apresenta a vantagem de reduzir custos de realização de novos estudos de valoração e também reduzir o tempo para aplicação de políticas ambientais. A desvantagem dessa prática é que raramente são encontrados estudos concluídos cujas características sejam similares o suficiente para permitir uma transferência de valores defensável e justificável (Bingham *et al.*, 1992).

Apesar de sua atratividade, considera-se que o escopo da transferência de benefícios seja reduzido e, portanto, não se deve usá-la excessivamente, dada a complexidade e especificidades dos diversos ecossistemas e devido às idiosincrasias diversas dos diferentes *stakeholders* envolvidos. Por outro lado, a transferência de benefícios pode ser

⁶⁷ Outras críticas ao método podem ser encontradas em Diamond & Hausman (1994). Estes autores advogam que o método é essencialmente falho para o cálculo de valores de não-uso (*"We believe that contingent valuation is a deeply flawed methodology for measuring nonuse values, one that does not estimate what its proponents claim to be estimating"* – p. 23). Para eles, uma das principais falhas advém do fato de que há uma ausência de preferências, no sentido de que indivíduos não possuem visões adequadas sobre regiões naturais que estão sendo valoradas, muitas das quais nem ao menos conhecem.

um meio pragmático de se conhecer a ordem de magnitude dos valores atinentes ao capital natural de uma determinada área.

Não obstante o grande volume existente de estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos, a próxima seção procura revisar, sob uma perspectiva crítica, alguns exemplos recentes da aplicação da valoração, procurando contemplar, ao mesmo tempo, os métodos descritos, as categorias de serviços ecossistêmicos e diversos locais de aplicação.

4.4 A aplicação da valoração dos serviços ecossistêmicos

A despeito das ressalvas no uso das técnicas de valoração, o fato é que seu uso tem sido largamente generalizado. Numa tentativa de reunir os resultados encontrados por uma grande quantidade dispersa de estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos nos diversos biomas do planeta, Costanza *et al.* (1997)⁶⁸ estimaram o valor anual dos fluxos globais de 17 serviços em 16 tipos de ecossistemas. Os resultados mostram que o capital natural da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US\$ 33 trilhões (preços de 1994) por ano⁶⁹, cerca de 1,3 vez superior ao produto bruto mundial (US\$ 25 trilhões⁷⁰).

A tabela 3 a seguir, retirada de De Groot *et al.* (2002) e baseada nas informações suplementares do estudo de Costanza, apresenta os intervalos de valores encontrados para cada serviço ecossistêmico, bem como as técnicas de valoração mais utilizadas e sobre as quais se basearam as estimativas.

Pelas informações ali contidas, é possível traçar um perfil sobre quais técnicas usualmente são mais utilizadas para captar o valor de um serviço ecossistêmico, embora este possa ser calculado a partir de vários métodos. Para a categoria de provisão, por

⁶⁸ Segundo o *Institute of Scientific Information* (Web of Science), Costanza *et al.* (1997) é o segundo artigo mais citado nos últimos dez anos na área ecológica/ambiental.

⁶⁹ Valor referente à média dos fluxos. O intervalo encontrado pelos autores é de US\$ 16 a US\$ 54 trilhões por ano (preços de 1994). O valor médio dos fluxos globais de serviços ecossistêmicos é considerado uma estimativa conservadora pelos autores, dada a natureza das incertezas envolvidas.

⁷⁰ Em artigo publicado no ano seguinte (Costanza *et al.*, 1998b), os mesmos autores reconhecem o erro de usarem uma subestimativa para o produto mundial, cujo valor correto para o ano de 1994 (ano base da análise) é US\$ 25 trilhões, e não US\$ 18 trilhões, como publicado originalmente.

Tabela 3: Valor dos serviços ecossistêmicos e técnicas de valoração mais utilizadas com base nos resultados de Costanza *et al.* (1997).

Serviços Ecossistêmicos ^a	Intervalo de valores ^b	Técnica mais utilizada ^c
Serviços de provisão		
Alimentos	6-2.761	preços de mercado
Materiais	6-1.014	preços de mercado
Recursos Genéticos	6-112	preços de mercado
Recursos Ornamentais	3-145	preços de mercado
Oferta de Água	3-7.600	preços de mercado
Serviços de Regulação		
Regulação de gás	7-265	custo evitado
Regulação climática	88-223	custo evitado
Regulação de distúrbios	2-7.240	custo evitado
Regulação de água	2-5.445	prod. marginal (fator-renda)
Retenção de solo	29-245	custo evitado
Tratamento de resíduos	58-6.696	custo de reposição
Controle biológico	2-78	custo de reposição
Polinização	14-25	custo de reposição
Serviços Culturais		
Recreação e (eco)turismo	2-6.000	preços de mercado e AC
Informação estética	7-1.760	preços hedônicos
Informação histórica e espiritual	1-25	AC
Serviços de suporte		
Formação do solo	1-10	custo evitado
Ciclagem de nutrientes	87-21.100	custo de reposição
Refúgio	3-1.523	preços de mercado
Berçário	142-195	preços de mercado

Fonte: adaptada de De Groot *et al.* (2002, p. 405 e 406).

^a Os serviços ecossistêmicos foram agrupados segundo a categorização apresentada na figura 2. Os serviços listados são aqueles cujos valores foram calculados por Costanza *et al.* (1997).

^b Os valores são dados em dólares de 1994 por hectare-ano e se aplicam a diferentes tipos de ecossistemas.

^c Refere-se à técnica mais utilizada e sobre a qual se baseou o cálculo dos valores apresentados. Preço de mercado refere-se aos preços diretamente observáveis no mercado. Este último refere-se apenas a valores adicionados (preço de mercado menos custos de capital e trabalho).

NOTA: AC = avaliação contingente.

exemplo, os valores dos serviços são geralmente calculados através de observação direta de preços de mercado, uma vez que estes serviços são transacionáveis nos mercados convencionais. Para os serviços de regulação, técnicas indiretas (mercados substitutos e/ou complementares) são preferidas, dado que tais serviços não são precificados pelos mercados. Os serviços culturais foram principalmente valorados através das técnicas diretas (DAP direta e indireta), enquanto que os serviços de suporte não apresentam um padrão identificável, utilizando ora preços de mercado, ora técnicas indiretas de valoração (custos evitados e custos de reposição).

Quanto aos serviços de suporte, é preciso lembrar que sua valoração pode, em muitos casos, configurar em “dupla-contagem”, já que, como o próprio nome indica, estes serviços fornecem suporte aos demais. Logo, o valor dos demais tipos de serviços podem trazer “embutido” o valor dos serviços de suporte. Para evitar esse viés e tornar os estudos de valoração mais comparáveis, De Groot *et al.* (2002) sugerem que seja feito um *rank* dos métodos de valoração preferíveis para cada classe de serviço ecossistêmico. A tabela 3 pode ser uma primeira tentativa nessa direção.

Várias foram as limitações do estudo de Costanza *et al.* (1997), o que pode ter significado sérios vieses nas estimativas feitas. A seguir, resumem-se as principais, como explicitamente reconhecidas no estudo (página 258): i. inexistência de estudos de valoração para algumas categorias de serviços e para alguns ecossistemas (deserto, tundra, etc.); ii. em muitos casos os valores são baseados na atual disponibilidade a pagar dos agentes pelos serviços ecossistêmicos, muito embora tais agentes possivelmente são mal informados e suas preferências podem não incorporar adequadamente justiça social, sustentabilidade ecológica e outros objetivos importantes para a qualidade de vida; iii. a abordagem de valoração utilizada assume que não existem limiares, descontinuidades ou irreversibilidades nos ecossistemas e seus processos; iv. há explícita desconsideração da heterogeneidade espacial dos serviços ecossistêmicos, uma vez que estimativas pontuais presentes na literatura são transportadas para estimativas globais; v. para evitar dupla contagem, não é apropriado a utilização de uma estrutura de equilíbrio parcial. Seria necessário o uso de uma estrutura de equilíbrio geral, na qual fossem reconhecidas as interdependências entre funções e serviços ecossistêmicos.

No ano de 1998, como resultado da intensificação das discussões sobre valoração de serviços ecossistêmicos, decorrência direta do estudo de Costanza e seus co-autores, o periódico *Ecological Economics* publicou uma seção especial especificamente dedicada ao tema⁷¹, com contribuições de estudiosos da valoração ambiental.

Dentro desta seção especial, Turner *et al.* (1998) expuseram a lógica por trás do estudo de Costanza *et al.* (1997), que pode ser resumida em três argumentos: i. devido à falta (ou inexistência) de dados adequados sobre preços de mercado, juntamente com a falta (ou ausência) de regimes de direitos de propriedade que asseguram que valores dos recursos podem ser apropriados, atribui-se pouco (ou nenhum) valor e peso aos serviços ecossistêmicos durante o processo de decisão e escolha de política; ii. alguns dos mais importantes debates e pesquisas na área de ciência ambiental, juntamente com o processo de implementação de algumas políticas (acordos e convenções internacionais), necessariamente acontecem num ambiente global. Há uma necessidade, portanto, de “comprometer” ciência e política numa escala global, agregando-se estimativas e dados das ciências sociais a fim de se ir além do mero diálogo e em direção a um processo racional de desenho e implementação de políticas; iii. é de extrema importância mostrar (e provar) quão valiosos os serviços ecossistêmicos são e é imprescindível formular mecanismos através dos quais tais valores podem ser realisticamente capturados.

Além dos pontos levantados acima, Turner *et al.* (1998) chamam a atenção para a questão da agregação dos valores dos serviços ecossistêmicos e também os problemas decorrentes das diferentes escalas. Do ponto de vista dos sistemas ecológicos, o comportamento das funções ecossistêmicas é complexo e há a presença de efeitos de *feedback*, não sendo todos diretamente relacionados ao bem-estar humano. Do ponto de vista econômico, os conceitos de estoque e fluxo devem ser distinguidos e deve-se prestar atenção aos problemas de dupla contagem. Todas essas considerações pressupõem que a agregação de valores dos serviços específicos a determinados ecossistemas não pode ser aplicada e transferida para uma escala global, o que indica que as estimativas de Costanza *et al.* (1997) sejam metodologicamente viesadas ou incorretas. Estes autores afirmam ainda

⁷¹ *Ecological Economics*, volume 25, número 1, páginas 1-142 (abril de 1998).

que, numa perspectiva sistêmica, a agregação e o *scaling up* de estimativas individuais de serviços ecossistêmicos não conduzem ao valor total dos ecossistemas.

Outros autores, como El Serafy (1998), apontam que o intervalo das estimativas produzidas por Costanza *et al.* (1997) é excessivamente amplo (US\$ 38 trilhões), excedendo significativamente a média encontrada (US\$ 33 trilhões). Embora seja inevitável a consideração de intervalos de valores, dada as incertezas e o atual estágio do conhecimento humano sobre a dinâmica dos serviços ecossistêmicos, um intervalo desta magnitude afeta consideravelmente a validade das estimativas. Se, como afirmam Costanza e seus co-autores, os resultados são considerados conservadores, há a possibilidade de alargamento do intervalo estabelecido.

Opschoor (1998) afirma que estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos como o de Costanza *et al.* (1997) produziriam resultados relevantes se um conjunto de condições fosse satisfeito. Primeiro, os agentes econômicos devem ser capazes de avaliar os impactos que mudanças nos fluxos de serviços ecológicos têm em seu bem-estar. Segundo, deve-se avaliar quais são os efeitos indiretos dessas mudanças que podem ser contabilizados e quais podem ser ignorados. Terceiro, deve-se haver mínima consideração sobre as irreversibilidades envolvidas. Quarto, deve-se analisar se a valoração considera todos os agentes econômicos (ou todos os *stakeholders*) envolvidos.

Dentro do espírito de avaliação dos serviços ecossistêmicos, uma outra tentativa de avaliar seus valores em escala global foi feita por Alexander *et al.* (1998). Os resultados do estudo foram derivados de uma “ficção” analítica de que toda a biosfera é possuída por um único proprietário (monopolista), o qual estabelece um mercado para todos os recursos ecológicos e se apropria de todas as rendas⁷². Em outras palavras, a interpretação dos resultados pode ser feita à luz da seguinte pergunta: “supondo que todos os serviços ecológicos são possuídos por um monopolista, quanto que este poderia cobrar pelo uso de tais serviços?”. A intenção do estudo é, pois, investigar o máximo valor monetário que o “monopolista” poderia extrair se um mercado fosse estabelecido para os serviços ecossistêmicos.

⁷² Rendas ou excedentes, referente à diferença entre o montante pago por um serviço qualquer e o mínimo exigido para atrair recursos necessários para a produção daquele serviço (Alexander *et al.*, 1998).

A hipótese feita por Alexander *et al.* (1998) é que a magnitude do valor dos serviços ecossistêmicos pode igualar todos os excedentes gerados pelos processos de consumo e produção de uma economia. Diferentemente dos resultados de Costanza *et al.* (1997), o valor dos serviços ecossistêmicos é limitado pelo produto mundial, pois são ignorados os valores de não uso.

A estimativa mais liberal é aquela que considera que o monopolista possuidor da biosfera terrestre (e, portanto, de todos os serviços ecossistêmicos) pudesse extrair o equivalente a toda produção mundial, deixando apenas um mínimo necessário para a sobrevivência. A estimativa feita é que a economia global produz um produto bruto de US\$ 18,5 trilhões por ano (dólares constantes de 1987) para uma população de 5,8 bilhões, o que gera um produto *per capita* de US\$ 3.190. Considerando que o mínimo para sobrevivência seja de US\$ 400,00⁷³, o excedente máximo que pode ser extraído da população é US\$ 2.790 *per capita*, ou US\$ 16,2 trilhões no agregado. Tal estimativa foi rotulada como “máximo excedente” e corresponde ao valor global dos serviços ecossistêmicos, dada as hipóteses e considerações feitas por Alexander *et al.* (1998).

Alternativamente, Alexander *et al.* (1998) assumem que serviços ecológicos e trabalho são complementos no processo de produção. Sendo assim, a necessidade de serviços ecossistêmicos para a produtividade do trabalho é refletida pelos excedentes pertencentes à força de trabalho. Estas considerações, representadas pela equação “*Valor total da conta de salários = valor dos ecossistemas + salários de subsistência*”, rendem uma estimativa do valor dos serviços ecossistêmicos igual a US\$ 7,2 trilhões anuais, dado que o valor máximo de excedente que o monopolista pode extrair da força de trabalho estadunidense é US\$ 1,8 trilhão, que, multiplicado por um fator quatro, resulta na estimativa do valor do fluxo anual dos serviços ecossistêmicos⁷⁴. Tal valor foi definido “valor complementar ao trabalho”.

Outra abordagem feita por Alexander *et al.* (1998) para estimar o valor dos serviços ecossistêmicos numa perspectiva de contribuição ao consumo (as estimativas acima

⁷³ Ver nota de rodapé número 5 em Alexander *et al.* (1998) para detalhes sobre as hipóteses feitas para o valor mínimo de sobrevivência.

⁷⁴ O excedente máximo de US\$ 1,8 trilhão foi multiplicado por quatro pois em 1987 o PIB dos Estados Unidos correspondeu a aproximadamente 25% do produto bruto global.

consideram os serviços ecossistêmicos com *inputs* no processo produtivo) pode ser chamada de valores capitalizados nos salários e no mercado imobiliário. Partindo do princípio de que trabalhadores optam por salários maiores ou menores em função das amenidades (precipitação, umidade, velocidade dos ventos, distância à costa, entre outras) presentes no local, é possível conhecer os diferenciais de salários devido a presença ou não de tais amenidades. Calculando-se esses diferenciais para a população trabalhadora dos Estados Unidos, os autores chegaram ao valor total de US\$ 1,3 trilhão para este país. Em termos globais, o valor dos serviços ecossistêmicos por essa abordagem é de US\$ 5,2 trilhões.

Na linha de proposição de novas metodologias para a valoração dos serviços ecossistêmicos, Diaz-Balteiro & Romero (2008) propõem uma perspectiva baseada nos “valores-sombra”. Tal perspectiva gera uma valoração-sombra (*shadow valuation*), cujos valores não são derivados a partir de nenhum contexto de preferências, tal como nos métodos do lado de demanda. Contudo, estes possuem sentido econômico na medida em que refletem a escassez subjacente aos processos de produção conjunta (produção de bens e serviços ecossistêmicos e bens econômicos), usando uma abordagem de “custo da produção”.

Para os autores (Diaz-Balteiro & Romero, 2008), a perspectiva dos valores-sombra deve ser preferida quando a intenção da valoração é priorizar investimentos públicos em espaços naturais relativamente homogêneos ou quando ecossistemas ou espécies em extinção estão sendo considerados e o princípio da precaução deve estar presente. Esta metodologia também se aplica especialmente a casos em que se considera que o bem-estar das gerações futuras está sob ameaça.

Ainda dentro da abordagem de “valores-sombra”, cuja estrutura analítica parte de uma restrição de orçamento R e um vetor n de bens ambientais públicos num determinado espaço natural, o problema é encontrar um valor interno ou “sombra” que esteja associado a um *mix* ótimo de bens ambientais compatível com o aparato tecnológico disponível.

Como tentativa de ilustrar a aplicação desta abordagem, Diaz-Balteiro & Romero (2008) a aplicaram na floresta “Urcido”, localizada na província de Zamora (noroeste da

Espanha), na qual são consideradas duas importantes atividades: a produção de madeira e as atividades recreacionais⁷⁵ (serviço de provisão e serviço cultural, respectivamente). A partir de uma curva de transformação dos dois serviços, foi possível calcular os melhores e piores níveis de produção dos serviços em questão. Os resultados encontrados apontam que para cada unidade do primeiro serviço (produção de madeira) tem-se um “valor-sombra” 2,92 vezes maior que para o segundo serviço (atividades recreacionais).

Tratando de serviços culturais (ecoturismo), Baral *et al.* (2008) utilizaram o método de avaliação contingente para medir a disposição a pagar pela entrada na área de conservação Annapurna, no Nepal. Os autores partiram do pressuposto de que é preferível que o ecoturismo em áreas protegidas seja capaz de pelo menos parcialmente financiar os gastos com a manutenção da própria área através da cobrança de uma taxa dos visitantes. Isso é ainda mais desejável em países em desenvolvimento, nos quais as restrições orçamentárias são ainda maiores e a dependência em relação aos financiamentos externos pode comprometer o futuro das áreas protegidas, dada a volatilidade desses fluxos de recursos.

Assim, com o objetivo de explorar as possibilidades de aumentar as receitas advindas da cobrança pela entrada na área em questão, Baral *et al.* (2008) procuraram determinar quanto se poderia cobrar adicionalmente pela entrada a partir dos resultados da avaliação contingente, tendo em vista a taxa de US\$ 27,00 existente à época do estudo. O modelo utilizado foi a regressão logit, utilizada para modelar o relacionamento entre a variável dependente binária (disposição a pagar) e outras variáveis independentes (entre elas, idade, sexo, educação, preocupações ambientais, satisfação do visitante). As informações foram coletadas via questionários aplicados a 315 visitantes, aos quais foi apresentada uma questão do tipo referendo sobre sua disposição a pagar quantias específicas, num intervalo entre US\$ 30,00 e US\$ 120,00 com variação de US\$ 10,00 entre os lances, sendo selecionado aleatoriamente um lance por questionário.

⁷⁵ A variável *proxy* utilizada para as atividades recreacionais é a quantidade máxima potencial de coleta de cogumelos, já que, na região em estudo, as atividades recreacionais estão relacionadas com sua coleta com fins não comerciais.

Os resultados de Baral *et al.* (2008) indicaram que dentre os entrevistados, 305 (96,8%) responderam à questão sobre disposição a pagar. Cerca de 50,5% responderam que estariam dispostos a pagar a quantia especificada em seus questionários. Depois de feitos os procedimentos exigidos pelo modelo utilizado, a média estimada das disposições a pagar foi de US\$ 69,2, que é superior, portanto, à taxa cobrada à época (US\$ 27,00). Isso indica que, baseado nos resultados da pesquisa, haveria um espaço para aumentar a taxa cobrada pela entrada no parque, aumentando, assim, a possibilidade de autofinanciamento da área de proteção.

Afora as discussões sobre os possíveis vieses que se pode incorrer durante a aplicação do método contingente (viés operacional, hipotético, estratégico, etc.), que são de difícil ou impossível superação, estudos como o de Baral *et al.* (2008) são importantes no sentido de que resultam em informações úteis para a gestão de um determinado ecossistema (ou serviço ecossistêmico). Entretanto, deve-se ter em mente que os resultados encontrados não podem refletir o valor do objeto da “valoração”, uma vez que, no caso de ecossistemas, na maioria das vezes apenas uma pequena gama de serviços ecossistêmicos é considerada.

Dada mesma forma, mesmo quando é focado apenas um serviço ecossistêmico, os resultados encontrados não refletem seu valor, uma vez que, devido ao desconhecimento da dinâmica dos serviços ecossistêmicos e às incertezas envolvidas, ao agente econômico não estão disponíveis todas as informações necessárias para sua correta revelação de preferências. Neste sentido, não se pode afirmar que o valor anual gerado pela da área de conservação Annapurna, no Nepal, é igual a US\$ 2.465.450 (produto entre a média estimada da disposição a pagar dos visitantes – US\$ 69,2 – e o número total de visitantes no ano de 2005 – 35.625, um resultado obviamente subestimado⁷⁶). Tampouco se pode afirmar que esse é o valor total dos serviços culturais (no caso o ecoturismo) providos pela área. Embora Baral *et al.* (2008) não concluam seu estudo dessa forma, não raro estimativas de valores são fornecidas tendo por base generalizações reducionistas, demonstrando a incompletude da avaliação contingente (e demais métodos de valoração).

⁷⁶ Subestimado no sentido de que o valor da área de conservação não pode ser dado apenas pelo valor dos serviços culturais (turismo) providos pelo local.

Ainda tratando do escopo de aplicação do método da valoração contingente, Adams *et al.* (2008) tentaram captar a disposição a pagar para a preservação do Parque Estadual do Morro do Diabo (valor de existência e valor de uso), considerado a maior reserva de floresta semi-decídua (*seasonal semi-deciduous forest*) e localizado no Pontal do Paranapanema (município de Teodoro Sampaio), sudoeste do estado de São Paulo. Da mesma forma, o método contingente também foi usado para estimar a disposição a pagar para a conservação dos remanescentes da Mata Atlântica neste estado. Os autores partiram do princípio de que o estabelecimento de valores econômicos como um critério complementar aos critérios ambientais pode auxiliar a gestão ambiental, enfatizando a importância de áreas de preservação para a sociedade.

A aplicação do método contingente em Adams *et al.* (2008) utilizou o modelo tobit (*Censored Regression Model*), cujas variáveis independentes foram, entre outras, renda familiar, idade, gênero, escolaridade. As informações foram coletadas via questionários aplicados a 648 residentes da cidade de São Paulo, sendo que um pagamento mensal hipotético cobrado na conta de água foi utilizado como instrumento de pagamento para captação da DAP. Houve uma grande incidência de respostas nulas para a disposição a pagar pela conservação do Parque Estadual do Morro do Diabo (65,1% ou 442 respondentes) e pela conservação dos remanescentes da Mata Atlântica no estado de São Paulo (68,7% ou 447 respondentes). Os autores interpretam esse fato como uma alta incidência de votos de protesto (por exemplo, a consideração de que a responsabilidade de preservação deve ser encampada exclusivamente pelo governo e/ou já existe uma carga tributária alta).

Os resultados encontrados por Adams *et al.* (2008) sugerem que a população está disposta a pagar US\$ 60,39 por hectare por ano para a preservação do Parque Estadual do Morro do Diabo ou um total de US\$ 2.113.548,00 por ano. Comparando esse valor com o recursos orçamentários destinados para a conservação e manutenção do parque entre os anos 1997 e 2000 (US\$ 85.060,11), percebe-se que este último representa cerca de 4% da DAP estimada para conservar a área. Segundo os autores, a grande diferença entre os dois

valores sugere que há uma discrepância entre as prioridades do governo e o público geral, o que também foi demonstrado por outros estudos de valoração.

Para os remanescentes da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Adams *et al.* (2008) estimaram uma disposição a pagar de US\$ 3.006.463,00 por ano. A falta de proporcionalidade entre este valor e aquele obtido para o Parque Estadual do Morro do Diabo é explicada, segundo os autores, pelo fato de que a pergunta pela DAP para a conservação deste último veio antes que a disposição a pagar pela conservação dos remanescentes, o que pode ter levado a certo viés no momento da entrevista, no sentido de que o respondente pode ter revelado uma pequena DAP na última pergunta por que já havia “gasto” boa parte do seu “orçamento altruístico” na primeira pergunta. Este fato também pode ser explicado pela utilidade marginal decrescente do “consumo” da Mata Atlântica: o agente pode estar disposto a pagar pela conservação de um hectare extra da floresta, mas pode não estar disposto a pagar pela conservação de toda a floresta.

No caso do estudo de Adams *et al.* (2008), as mesmas observações acerca do estudo anteriormente revisto podem ser feitas. Aqui os problemas de manuseio do instrumental estatístico parecem ser mais graves, já que os autores tiveram que lidar com um elevado índice de resposta nulas para a DAP, embora o modelo utilizado (tobit) seja o mais indicado nessas situações. Outro problema que pode ser detectado é que 91% dos entrevistados não conheciam o Parque Estadual do Morro do Diabo, o que sugere que grande parte da amostra não pode compreender a importância da área para o fornecimento de serviços ecossistêmicos para a população local, tampouco sua contribuição para o bem-estar⁷⁷. Embora o método pressuponha que os agentes tenham capacidade cognitiva de apreender as informações prestadas pelo entrevistador e admita a possibilidade de que os entrevistados não necessariamente tenham contato direto com a área objeto do estudo⁷⁸, há que se admitir que o desconhecimento dificulta ou impossibilita a correta revelação das preferências.

⁷⁷ Essa observação está em consonância com as críticas apontadas por Diamond & Hausman (1994).

⁷⁸ De fato, não há a recomendação de que a operacionalização do método de avaliação contingente se faça por meio de entrevistas apenas no local valorado. Ao contrário, é usual que as entrevistas se dêem fora do local, principalmente nos casos em que se quer captar a parcela de valor correspondente à sua existência, evitando que os respondentes confundam valores atribuídos ao uso e não uso.

Tal como já mencionado, pode-se argumentar que os valores obtidos pelo método da avaliação contingente podem ser úteis em termos de gestão de áreas de preservação. Se os resultados encontrados por Adam *et al.* (2008) indicam que o valor estimado da disposição a pagar é superior aos recursos orçamentários destinados à região estudada, isto sugere que a população atribui uma importância maior para a conservação da área e que os recursos governamentais a ela destinados podem ser ampliados refletindo um anseio público. Entretanto, deve-se ter em mente que a disposição a pagar estimada, embora efetiva (se o instrumental estatístico é correto e tenta minimizar a ocorrência de vieses), é contingencial à capacidade cognitiva dos agentes e também ao perfil da amostra utilizada (baixa/alta capacidade de pagamento, comprometimento/descaso com a causa ambiental).

Baseado, ainda, nos resultados de uma avaliação contingente, o *policy maker* poderá decidir pela viabilidade ou não de determinada política ambiental. Entretanto, o valor estimado não reflete o valor ideal do ponto de vista ecológico, sendo incapaz de refletir a realidade ecossistêmica de determinada área. Portanto, a recomendação geral sobre os resultados obtidos pela aplicação do método de avaliação contingente (e demais métodos) é de que as estimativas não devem ser vistas como o valor dos serviços ecossistêmicos em questão (ou do ecossistema), já que, *a priori*, é impossível obter uma estimativa que contemple a complexidade dos ecossistemas, tendo-se em mente a incapacidade dos agentes em compreender os processos ecológicos, suas interdependências e suas conexões com o bem-estar humano. Essa incompletude do valor revelado pelos métodos poderia ser minimizada caso fossem incorporados um maior número de serviços ecossistêmicos e considerações sobre a dinâmica ecológica e suas interações com o sistema econômico.

Deve-se ter em mente, ainda, que o método de valoração contingente – como o próprio nome diz – gera estimativas que estão intimamente associadas a um determinado contexto socioeconômico e ambiental específico. A contingência imprimida aos valores estimados sugere, portanto, prudência nas comparações dos resultados entre estudos. O caráter parcial das estimativas – discutido no parágrafo anterior – também mina a possibilidade de que sejam utilizados para o estabelecimento de um consenso sobre o valor de determinado recurso natural.

Ainda se tratando dos remanescentes da Mata Atlântica no Brasil, Camphora & May (2006) analisaram um conjunto de 11 estudos de valoração⁷⁹, os quais utilizaram, em sua maioria, o método de valoração contingente. O objetivo da análise feita pelos autores foi verificar a possibilidade de convergência dos valores para esse bioma. Após apresentarem sinteticamente alguns aspectos relevantes de alguns estudos, mostrando, inclusive, particularidades interessantes de alguns no que se refere a avanços de ordem metodológica e sistematizações úteis quanto às funções e serviços relevantes, a conclusão geral do estudo foi que há uma grande variabilidade das estimativas⁸⁰, o que é reforçado pelo uso mais frequente da valoração contingente. Tal conclusão sustenta as afirmações que tem sido feita sobre a questão da alta dependência do método a situações contingenciais.

Excluindo as críticas que tratam da incapacidade de os métodos gerarem estimativas consistentes com o que se pode considerar uma medida razoável de valor econômico de um serviço ecossistêmico, embasadas, principalmente, nas considerações apresentadas, resta saber ainda sobre a robustez dos procedimentos metodológicos adotados nos cálculos de valoração e a fragilidade das estimativas frente à variabilidade dos instrumentos estatísticos.

A esse respeito, um bom exemplo pode ser encontrado em Maia & Romeiro (2008). Estes autores tiveram como objetivo analisar a validade das estimativas do benefício líquido provido pelo Parque Nacional da Serra Geral, localizado nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, e a adequação desta estimativa às recomendações da literatura sobre a aplicação do método de custo de viagem, usado nos cálculos originais. O motivo do estudo original – servir de parâmetro para indenização judicial de famílias desapropriadas – ilustra bem um caso de aplicação prática da valoração econômica.

Após revisitarem os resultados da pesquisa original e a adequação de seus resultados ao que se considera recomendável no âmbito da aplicação do método, como por exemplo considerações sobre o custo de oportunidade do tempo de viagem e sobre a possibilidade de objetivos múltiplos da visita ao local, Maia & Romeiro (2008) reajustaram

⁷⁹ Originalmente, as resenhas dos estudos se baseiam em May (2005).

⁸⁰ Os autores encontraram convergência da DAP apenas para as florestas do entorno da Reserva do Una (sul do estado da Bahia) e estação ecológica do Jataí (estado de São Paulo).

o modelo econométrico original a partir da retirada de uma informação considerada extrema da amostra. O objetivo foi mostrar que pequenas alterações na amostra e nos coeficientes econométricos podem resultar em variações nas estimativas encontradas, o que, em alguns casos, pode levar a conclusões qualitativamente distintas sobre o destino de um determinado recurso ambiental (ou serviço ecossistêmico).

No caso em questão, Maia & Romeiro (2008) verificaram que, ao excluir um questionário da amostra, o resultado final obtido para o benefício líquido exclusivo ao Parque Nacional da Serra Geral passou de R\$ 33.443.674 (estimativa original) para R\$ 32.274.446. Isto é, a pequena variação da amostra levou a uma redução de cerca de 3,5% do benefício líquido total exclusivo ao parque em relação ao seu valor original. Baseado nisso, os autores do estudo de validade e confiabilidade ressaltaram a importância da definição amostral e a importância que deve ser atribuída ao tratamento dos dados para o ajuste econométrico.

Outro método bastante utilizado é o custo de reposição, cuja aplicação pode ser ilustrada pelo estudo de Allsopp *et al.* (2008). O objetivo foi o de calcular o valor do serviço ecossistêmico de polinização para a indústria de frutas de Western Cape (África do Sul) para o ano de 2005, fazendo a distinção entre polinização feita por polinizadores naturais (*wild pollinators*) e polinizadores “produzidos” ou comerciais (*managed pollinators*). As culturas utilizadas para as estimativas foram maçãs, damasco, pêsego, nectarina, pêra, ameixa e uva.

O estudo de Allsopp *et al.* (2008) partiu de dois cenários básicos: i. o primeiro assume que toda a população de insetos (naturais ou “produzidos”) foi extinta, o que sugere que toda a polinização via insetos deve ser substituída; ii. o segundo cenário assume que toda a polinização “produzida” é inviável comercialmente, devendo ser apenas sua contribuição substituída (há a permanência do serviço de polinização natural).

Como métodos para substituição do serviço de polinização, Allsopp *et al.* (2008) consideraram a pulverização de pólen (*pollen dusting*) e a polinização manual (*hand pollination*). As hipóteses utilizadas foram: i. o custo da produção de pólen no caso da polinização manual é US\$ 175,7 por hectare e US\$ 234,1 por hectare para o método de

pulverização; ii. o custo do aluguel de colônias de abelhas para polinização em 2005 foi de US\$ 38,8 e o número de colônias aplicado por cultura segue as recomendações (2 por hectare para maçãs, 4 por hectare para pêras, 1 por hectare para pêssego, damasco e nectarina, 6 para ameixa e zero para uva); iii. a pulverização de pólen requer duas aplicações por hectare e cada aplicação requer, para um simples operador, 50% do tempo considerado em um dia de trabalho; iv. custos gerais de trabalho foram estimados em US\$ 12,1 por dia por trabalhador.

Os resultados apresentados em Allsopp *et al.* (2008) foram de US\$ 358,4 por ano para polinização natural e US\$ 312,1 anuais para polinização “produzida”. A tabela síntese na qual são apresentadas as estimativas traz informações sobre o custo de reposição por cultura analisada. Entretanto, no corpo do trabalho não são apresentados os resultados por método de reposição utilizado (polinização manual e pulverização de pólen). Estes últimos são reportados em um documento complementar, cujo acesso não foi possível. Todavia, os resultados encontrados mostram a ordem de magnitude dos custos envolvidos na substituição do serviço ecossistêmico de polinização, indicando sua importância para a produtividade agrícola e também a necessidade de preservação de áreas naturais como habitat para os polinizadores.

Ainda dentro da categoria dos serviços de regulação, serviços hidrológicos como a provisão de água e o abastecimento de aquíferos são importantes para o bem-estar de populações que vivem próximas aos ecossistemas que os fornecem. É o caso, por exemplo, das populações que vivem na bacia hidrográfica de Hadejia-Jama'are, no norte da Nigéria (Acharya, 2000), onde a água utilizada para consumo doméstico e para a agricultura irrigada provém dos aquíferos superficiais abastecidos pelas áreas alagadas (*wetlands*). Essas *wetlands*, conhecidas pela população local como *fadamas*, são formadas pelas enchentes dos rios (Hadejia e Jama'are) durante a estação chuvosa. As áreas alagadas estão sendo ameaçadas pela construção de diques para irrigação, que reduzem as áreas de *fadamas*, reduzindo a oferta de água para a população local. Assim, a recarga dos aquíferos é uma importante função desempenhada pelas *wetlands*, cuja degradação pode resultar em perda do bem-estar da população local.

Acharya (2000) utilizou a abordagem da função de produção para calcular o valor econômico da função de recarga dos aquíferos. Como dois grupos da população se beneficiam desta função ecológica – agricultores e consumidores domésticos –, foram estimadas uma função de produção para o primeiro grupo e uma função de demanda para o segundo, sendo que ambas trazem o nível de água como argumento. A hipótese é que mudanças na profundidade dos aquíferos superficiais, provocadas pela redução da extensão das enchentes e, conseqüentemente, redução das *wetlands*, aumentam os custos da captação de água para a agricultura e para o consumo doméstico, refletindo mudanças nas funções de produção e demanda e no bem-estar da população.

Os resultados encontrados por Acharya (2000) mostram que, no caso do agricultores, uma redução do nível de profundidade dos aquíferos superficiais de cerca de 7 metros está associada a uma perda de bem-estar de US\$ 4.360,00 para a região de estudo, considerando apenas os 134 produtores de hortaliças. O valor encontrado corresponde a uma perda de US\$ 32,50 por agricultor, o que representa uma redução de sua renda em cerca de 6% por ano. No caso da população que utiliza as águas dos aquíferos superficiais para consumo doméstico, uma redução de 1 metro em seu nível de profundidade resulta em uma perda total estimada de US\$ 13.029,00.

A análise feita por Acharya (2000) é um caso bastante ilustrativo dos benefícios prestados por funções ecológicas de determinados ecossistemas, os quais são conhecimentos na literatura como benefícios indiretos ou serviços de regulação⁸¹. Todavia, estudos deste tipo desconsideram, na maioria das vezes, múltiplos serviços prestados por uma mesma função ecológica (ecossistêmica), chegando a estimativas parciais do benefício gerado. Como exemplo, a regulação de água nos aquíferos superficiais não apenas determina a oferta de água para uso agrícola ou humano, mas também possui impactos na biodiversidade e no microclima do local. Além da inclusão desses outros benefícios,

⁸¹ É interessante notar novamente que a classificação dos serviços ecossistêmicos, em alguns casos, pode ser bastante mutável, dependendo das características específicas do local e dos benefícios prestados. No exemplo estudado, o serviço de regulação (isto é, regulação da quantidade de água presente nos aquíferos superficiais) subsidia a geração de um serviço de provisão (oferta de água para agricultura e uso doméstico), podendo ser considerado como um serviço de suporte.

estudos de valoração mais completos deveriam também incorporar níveis mínimos a serem observados para o não comprometimento da geração de outros serviços.

Embora possa não ser considerada formalmente um serviço ecossistêmico, a biodiversidade é considerada como suporte para a geração dos serviços ecossistêmicos, produzindo-os através das interações entre seus componentes. A questão da preservação da biodiversidade é justificada, pois, pela necessidade de manter sua capacidade de oferta dos serviços ecossistêmicos⁸², sendo, portanto, objeto dos estudos de valoração.

Dentro dessa linha, Czajkowski *et al.* (2009) utilizaram *choice experiment*⁸³ para estimarem a disposição a pagar para a conservação de diferentes atributos da biodiversidade na Floresta de Bialowieza (Polônia). Um total de 400 questionários foi aplicado em todo o país, resultando 1.600 observações sobre a percepção dos respondentes sobre três principais classes de atributos da biodiversidade: i. processos ecológicos naturais, que representam a dinâmica natural do local; ii. espécies raras da fauna e flora, representando não apenas espécies conhecidas, mas também aquelas não conhecidas; e iii. componentes ecossistêmicos, que caracterizam a existência de biotipos e nichos ecológicos. Além desses, também foi incluído um atributo monetário, representado pelo incremento numa taxa compulsória a ser paga nos próximos dez anos.

Czajkowski *et al.* (2009) utilizaram um modelo logit multinomial de componentes dos erros com heterocedasticidade e estimaram que a disposição a pagar para preservar os processos naturais foi de 4,32€ e 5,52€ por família/ano, respectivamente, para melhorias parciais e substanciais neste atributo. Em seguida, os resultados mostraram que a disposição a pagar dos poloneses para melhor proteção dos componentes ecossistêmicos foi de 3,98€, 4,21€ e 5,60€ por família/ano, respectivamente, para melhorias superficiais, parciais e substanciais. Com relação à proteção de espécies ameaçadas, a disposição a pagar estimada foi de 3,12€. No geral, a média da disposição a pagar por um programa de melhoria do

⁸² A preservação da biodiversidade também está ligada a razões morais/éticas e altruístas, segundo as quais as espécies não-humanas têm direito à vida.

⁸³ Como mencionado anteriormente, é uma variante do método de avaliação contingente, no qual são apresentados ao indivíduos cenários com mais de dois atributos com o objetivo de captar, via técnicas estatísticas, suas preferências sobre o que está sendo valorado.

nível de biodiversidade da Floresta de Bialowieza foi de cerca de 20€ por família/ano, considerando um nível máximo de melhorias em todos os atributos analisados.

Embora difíceis de serem cotejados com outros estudos devido à unicidade do local e às particularidades dos atributos utilizados, os resultados encontrados por Czajkowski *et al.* (2009) podem ser úteis para sinalização das prioridades de conservação segundo a percepção dos agentes econômicos. Entretanto, a recomendação geral de que tais estimativas não devem e não podem ser consideradas medidas de valor é principalmente aplicável a estudos envolvendo a biodiversidade, sobre a qual é ainda mais elevado o grau de desconhecimento e de incertezas envolvidas.

Com relação ao último problema assinalado, um desafio que se coloca para a valoração dos serviços ecossistêmicos é atribuir valores para espécies ainda não conhecidas ou pouco conhecidas do público em geral, uma vez que se reconhece o papel que tais espécies têm no equilíbrio ecológico de determinado ecossistema. Em tese, dentro do escopo da valoração utilitária, uma estimativa da disposição a pagar para a conservação de espécies desconhecidas ou pouco conhecidas é impossível na prática, pois o agente econômico não estaria em condições de revelar suas preferências nestas situações. Entretanto, algumas abordagens têm sido desenvolvidas com o objetivo de capturar indiretamente a DAP pela preservação de espécies pouco conhecidas, para as quais não é possível detectar preferências declaradas, a partir de estimativas da DAP para espécies mais conhecidas.

Tal abordagem é desenvolvida por Allen & Loomis (2006), cujo argumento central é de que a disposição a pagar estimada para determinadas espécies representa uma DAP indireta para os sistemas ecológicos que as suportam, como, por exemplo, nos casos de predador e presa. Essa “transferência” da DAP entre as espécies pode ser justificada pelo fato de que, ao consumir um determinado produto, um indivíduo revela sua preferência não apenas para o produto em si, mas também para todo o processo de produção subjacente. Da mesma forma, quando um indivíduo revela sua disposição a pagar para a preservação de uma espécie, também a revela para a preservação de todos os processos ecológicos que a suportam. No caso da relação predador-presa, a DAP declarada para a preservação das

espécies predadoras pode ser “transferida” para níveis tróficos inferiores, ponderando-a por algum fator ecológico como a contribuição energética de cada presa para a manutenção da população de predadores.

Allen & Loomis (2006) aplicaram seu método para o cálculo da DAP indireta para as espécies que servem como presa para a águia dourada, encontrada na bacia Snake River no estado americano de Idaho, cuja DAP foi estimada por estudos anteriores é de US\$ 8,06 milhões. O primeiro passo foi a identificação de cinco presas e suas contribuições líquidas em termos de energia para a manutenção da populações de águias douradas⁸⁴. A partir dessas informações e usando-se um modelo de equações simultâneas, no qual é incorporado a contribuição de cada presa, foi possível encontrar a DAP indireta (US\$ 562 para as lebres, US\$ para os coelhos, US\$ 861 para as marmotas, US\$ para faisão e US\$ 118 para pequenas aves). O pesquisador ainda pode estender sua análise considerando outras cadeias alimentares. Nestes casos, a DAP indireta final pode ser agregada, tendo em vista que uma mesma presa pode suportar a população de várias espécies de predadores.

A abordagem adotada por Allen & Loomis (2006) reflete bem o desafio de se valorar funções ecossistêmicas para as quais não se tem clareza dos seus serviços prestados. Nestes casos, a aplicação dos métodos tradicionalmente usados é ainda menos recomendável, uma vez que suas contribuições nas funções de produção e demanda dos agentes são, *a priori*, impossíveis de serem detectadas. A função do método desenvolvido é atenuar essa limitação, aplicando-se a casos particulares. Contudo, desconsiderando-se o fato de que não é fundamentada a justificativa usada para a “transferência” da DAP pela conservação de uma espécie para aquelas que lhe servem de suporte (a dinâmica das cadeias alimentares pode ser tão complexa a ponto de inviabilizar a exposição de cenários para entrevistas de aplicação do método contingente), deve-se lembrar que o método em discussão guarda semelhanças com a técnica de “transferência de benefícios”, cujas limitações já foram apontadas.

⁸⁴ A presas identificadas foram: *jackrabbits* (espécie de lebre), *cottontails* (espécie de coelho, conhecida como *wood rabbit*), *yellow-bellied marmots* (espécie de marmotas), *ring-necked pheasant* (espécie de faisão) e várias espécies de aves pequenas. Os valores das contribuições energéticas são, respectivamente, 132,85, 66,82, 203,26, 90,96 e 48,07, todas em termos de quilocalorias (Kcal). Estes últimos valores foram fornecidos pela literatura ecológica.

4.5 Notas conclusivas

Dado o crescente interesse sobre os serviços ecossistêmicos e suas interfaces com o bem-estar humano, a questão de sua preservação tem ganhado importância no debate acadêmico e de formulação de políticas. Neste contexto, a valoração ecossistêmica (ou dos serviços ecossistêmicos) ocupa lugar central, uma vez que seus resultados podem ser usados como diretrizes para elaboração de estratégias visando uma gestão sustentável e eficiente do capital natural.

Entretanto, este capítulo procurou demonstrar que a prática corrente da valoração dos serviços ecossistêmicos enfrenta vários problemas, os quais podem ser agrupados em três pontos principais: i. excessiva ênfase na dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos e a hipótese implícita de que as preferências são ponderadas pelo poder aquisitivo dos agentes; ii. hipóteses inadequadas sobre o comportamento dos agentes econômicos; iii. desconsideração sobre a complexidade dos processos ecológicos e suas interdependências, o que confere um caráter reducionista da valoração.

Quanto ao primeiro ponto, procurou-se mostrar que a definição de valores está associada a um espectro mais amplo de consideração das contribuições de determinado bem ou serviço (sejam eles provenientes ou não do capital natural) para o bem-estar de um agente econômico. Além de aspectos estritamente econômicos, considerações de ordem moral e ética também são incorporadas no processo de atribuição de valores, o que sugere que a dimensão social dos valores deve ser contemplada na valoração dos serviços ecossistêmicos.

No que tange ao capital natural e seus serviços, estes também possuem atributos de valores que podem não ser diretamente perceptíveis ou apropriados pelo homem. A dinâmica natural dos serviços ecossistêmicos é independente das ações humanas, no sentido de que eles não necessitam da indução humana para serem providos, cabendo sua oferta aos processos ecológicos. Neste sentido, os ativos do capital natural possuem o que se pode chamar de valor ecológico, que se refere à importância de cada componente estrutural do

capital natural dentro do contexto mais amplo de interações ecológicas. Se os valores ecológicos são importantes pois refletem as interdependências ecossistêmicas, estes devem ser incorporados no processo mais geral de atribuição de valores aos serviços ecossistêmicos.

Quanto ao segundo ponto, alguns métodos de valoração atribuem ao agente econômico uma racionalidade substantiva, pressupondo que estes sejam capazes de compreender corretamente todas as implicações da degradação de um recurso do capital natural ou de um serviço prestado. Tal hipótese está ancorada no *homo economicus* da economia neoclássica, cujas críticas pioneiras podem ser encontradas em Simon (1959, p. 272), para o qual “*the decision-maker's information about his environment is much less than an approximation to the real environment. (...) In actual fact the perceived world is fantastically different from the ‘real’ world. The differences involve both omissions and distortions, and arise in both perception and inference.*”

Assim, se a capacidade cognitiva dos agentes os impede de corretamente avaliar o que está sendo valorado, os métodos baseados na hipótese do agente onisciente inevitavelmente produzirão estimativas viesadas sobre os valores dos serviços ecossistêmicos. Em alguns casos, nem mesmo a contribuição de um painel de vários *experts* poderá superar essa limitação, dadas as complexidades e as incertezas envolvidas.

O terceiro ponto refere-se justamente à desconsideração da dinâmica dos processos ecológicos e o reconhecimento das interdependências entre os componentes do capital natural. É certo que o profundo desconhecimento sobre o funcionamento das funções ecossistêmicas e seus serviços limita sua incorporação no processo de valoração dos serviços ecossistêmicos. Todavia, a ciência oferece meios para se tentar compreender essa complexidade por meio de estruturas analíticas simplificadas que podem auxiliar o entendimento das principais relações de um sistema.

A consideração conjunta desses três pontos sugere que o *processo* de valoração dos serviços ecossistêmicos requer a elaboração de estratégias que o auxiliem na superação de suas limitações, bem como considerar outras fontes do valor dos serviços ecossistêmicos. Considera-se, ainda, que a valoração (ou avaliação) dos serviços ecossistêmicos não deve

ser restrita apenas à mera aplicação dos métodos, devendo ser um processo mais amplo no qual sejam considerados aspectos econômicos, ecológicos e sociais.

CAPÍTULO 5 – VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS E AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA DINÂMICA DE USO DO SOLO

“Destroying many ecosystems for short-term economic benefit is like killing the cow for its meat, when one might keep from starving by drinking its milk for years to come. Now is not the time to slaughter the cow.”

Nature (editorial, fevereiro de 2009, p. 764)

5.1 Introdução

Antes de partir para a busca de soluções para os problemas identificados no capítulo anterior com relação à prática da valoração, acredita-se que seja ilustrativo uma aplicação do exercício valorativo dos serviços ecossistêmicos prestados por uma região específica, qual seja, a bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo (bacia do MP), localizada no estado de São Paulo.

O presente capítulo tem duplo objetivo. O primeiro é mostrar de que forma a dinâmica do uso da terra em bacias hidrográficas pode afetar os valores dos serviços ecossistêmicos, contribuindo para a gestão ambiental que incorpore a análise da sua capacidade de provisão. O segundo é mostrar as dificuldades da valoração de serviços ecossistêmicos, em especial aquelas decorrentes dos problemas de se levar na devida conta a dinâmica ecológica subgerente. Ademais, procura-se evidenciar também os desafios para a valoração no que diz respeito à necessidade de informações detalhadas sobre os processos ecológicos que suportam os serviços ecossistêmicos.

Antes de apresentar a metodologia utilizada e os resultados, a segunda seção traz uma discussão sobre serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas e evidências sobre os benefícios gerados pelas florestas em termos de oferta de serviços. A terceira seção inicialmente caracteriza a região de estudo e apresenta uma discussão sobre os principais *drivers* de mudança que explicam a dinâmica observada na cobertura das terras da região estudada. Posteriormente, são descritos os procedimentos utilizados, as hipóteses assumidas

e as estimativas feitas para os valores dos serviços ecossistêmicos na bacia do MP para os anos de 1988 e 2002, para os quais se tem informações sobre o tipo de uso do solo na área de análise.

Por fim, as notas conclusivas sistematizam os resultados encontrados e discutem as principais insuficiências do exercício valorativo realizado.

5.2 Serviços ecossistêmicos em Bacias Hidrográficas

Grosso modo, pode-se dizer que uma bacia hidrográfica⁸⁵ ou bacia de drenagem é uma área geográfica que drena os fluxos de água advindos de precipitações (chuvas ou neve) para um curso d'água principal e seus afluentes. É uma área definida topograficamente, drenada por um curso de água ou um sistema conectado de cursos de água, dispondo de uma simples saída de modo que toda a vazão efluente seja descarregada (Chow *et al.*, 1998). O conceito está relacionado com o relevo das áreas, que orienta os fluxos de água de áreas mais elevadas para áreas mais baixas. Os desníveis marcam a existência dos chamados “divisores de água” que determinam a formação das diversas bacias hidrográficas⁸⁶.

O conceito de bacia hidrográfica tem sido bastante utilizado para fins de planejamento ambiental, uma vez que sua gestão tem implicações diretas sobre a oferta e qualidade de água em uma determinada região. A Lei número 9.433 de 1997 criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), sendo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) seu órgão máximo, composto por representantes dos ministérios e secretarias da Presidência da República com atuação no gerenciamento ou uso dos recursos hídricos, representantes dos conselhos estaduais de recursos hídricos, representantes dos usuários e das organizações civis. Dentre estas últimas, destacam-se os

⁸⁵ Neste capítulo, os termos “bacia hidrográfica” ou simplesmente “bacia” serão utilizados indistintamente.

⁸⁶ A resolução do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos número 32 (15 de outubro de 2003) define a Divisão Hidrográfica Nacional em 12 regiões hidrográficas, quais sejam: Amazônica, Tocantins-Araguaia, Paraguai, Atlântico Nordeste Ocidental, Atlântico Nordeste Oriental, Parnaíba, São Francisco, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Paraná, Uruguai e Atlântico Sul.

Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) e os Consórcios e Associações Intermunicipais de Bacias Hidrográficas.

Além de serem consideradas espaços físico-territoriais estratégicos para a gestão ambiental (com ênfase nos recursos hídricos), as bacias hidrográficas são importantes como unidade de análise dos impactos da ação antrópica sobre as paisagens naturais, seus rebatimentos sobre a dinâmica dos fluxos de serviços ecossistêmicos e seus efeitos finais sobre o bem-estar humano. Em termos do jargão econômico-ecológico, as bacias hidrográficas podem ser consideradas como ativos naturais que geram bens e serviços para a sociedade (serviços ecossistêmicos) (Postel & Thompson Jr., 2005).

O quadro 3 abaixo mostra a relação de alguns serviços ecossistêmicos que são prestados por bacias hidrográficas saudáveis. Como por definição, as bacias são áreas geográficas que englobam vários tipos de coberturas naturais e antropizadas (florestas, variados tipos de cobertura vegetal, terras agrícolas, áreas cobertas por água como rios e lagos, áreas urbanas, etc), havendo, portanto, a presença de serviços ecossistêmicos pertencentes a todas às quatro categorias listadas no segundo capítulo. Por serem essenciais para o bem-estar humano, a gestão sustentável das bacias hidrográficas e a melhoria da qualidade de vida de suas populações devem necessariamente considerar sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos.

Quadro 3: Serviços ecossistêmicos providos por bacias hidrográficas saudáveis

Oferta de água para uso agrícola, industrial e urbano-doméstico
Filtragem e purificação de água
Regulação dos fluxos
Regulação de enchentes
Controle da erosão e sedimentos
Produtos oriundos da pesca
Madeira e outros produtos florestais
Recreação/turismo
Habitat para preservação da biodiversidade
Prazer estético (apreciação de paisagens)
Estabilização climática
Valores culturais, religiosos e de inspiração

Fonte: Postel & Thompson Jr. (2005, p. 98).

Entre os serviços prestados, especial importância deve ser dada aos chamados serviços hidrológicos, os quais compreendem os serviços de purificação e filtragem da água, a regulação dos fluxos estacionais, o controle da erosão e dos sedimentos e a preservação de habitats naturais. Bacias hidrográficas com alta proporção de áreas florestadas possuem uma maior capacidade de moderação de escoamento superficial, bem como de purificação de recursos hídricos (Postel & Thompson Jr., 2005).

Os benefícios gerados por bacias hidrográficas florestadas podem ser evidenciados pelos resultados do estudo realizado por Ernst (2004). Este autor analisou 27 regiões americanas fornecedoras de água e concluiu que os custos de tratamento em bacias com pelo menos 60% de suas áreas cobertas por florestas foram metade dos mesmos custos verificados em bacias com 30% de florestas, e um terço do custo identificado em bacias com 10% de áreas florestadas.

A proteção de bacias e a manutenção de parte de suas áreas sob florestas tem sido incorporada como estratégia para gestão dos recursos hídricos em algumas cidades. Os casos mais ilustrativos são das cidades de Nova York e Boston, nos EUA. No primeiro caso, estima-se que foi gasto US\$ 1,5 bilhão ao longo de 10 anos na proteção de bacias hidrográficas adjacentes à cidade, resultando na renúncia de pelo menos US\$ 6 bilhões de custos de capital e US\$ 300 milhões de custos operacionais anuais⁸⁷. Na cidade de Boston, estima-se um custo evitado em termos brutos de US\$ 180 milhões.

Programas de desenvolvimento de bacias hidrográficas podem ter impacto considerável sobre a provisão dos serviços hidrológicos. Kakade *et al.* (2002), ao analisar os benefícios alcançados por projetos que visavam ao desenvolvimento e gestão sustentável de cinco bacias indianas, apontam que pode haver incrementos substanciais nos serviços de provisão de água para uso agrícola e melhoria na qualidade da água para uso doméstico.

Não apenas serviços hidrológicos, mas também outros, tais como habitat para a biodiversidade, ciclagem e mobilização de nutrientes, estão relacionados com a quantidade de área florestada dentro das bacias hidrográficas, cuja dinâmica gera impactos socioeconômicos ainda pouco conhecidos. Embora ainda pouco se tenha avançado em

⁸⁷ Os custos evitados se referem à bacia de CatsKills/Delaware, que fornece cerca de 90% da água consumida pela cidade. As informações para Nova York e Boston foram sintetizadas por Postel & Thompson Jr. (2005) a partir de fontes oficiais.

termos de mensurações empíricas sobre as relações entre florestas e oferta de serviços ecossistêmicos, parece ser consenso que o aumento da área florestada incrementa a provisão geral de serviços ecossistêmicos para uma determinada área de abrangência.

O crescimento da população e pressões para o desenvolvimento industrial têm se tornado os principais fatores de ameaça de perda das funções ecológicas das bacias hidrográficas. Enquanto que outros tipos de uso da terra fornecem os bens necessários para a satisfação das necessidades humanas, eles comprometem uma série de processos ecológicos que ocorrem dentro das bacias. As respostas do ecossistema às intervenções no âmbito das mudanças de cobertura dependerão do contexto ecológico e da dinâmica de uso da terra, gerando efeitos locais e globais de curto e longo prazo (DeFries *et al.*, 2004).

A redução das áreas de florestas e a perda de biodiversidade compromete a geração das funções ecossistêmicas, reduzindo o fluxo dos serviços ecossistêmicos. Estes últimos são gerados em escalas espaciais geralmente maiores que as próprias propriedades agrícolas contidas dentro das bacias (Lant *et al.*, 2005) e seus benefícios frequentemente ocorrem em escalas variadas, não havendo geração espontânea de incentivos para sua preservação. Na maioria dos casos, os produtores não percebem e não compreendem todos os benefícios advindos da dinâmica ecológica⁸⁸.

Um estudo liderado pelo *World Institute Resources* (Revenga *et al.*, 1998) analisou a situação de 106 bacias hidrográficas primárias e concluiu que em aproximadamente um terço delas mais da metade de suas áreas terrestres foram convertidas para usos agrícolas e urbano-industriais. Na Europa, 13 bacias perderam pelo menos 90% de suas áreas florestadas. Na China, as bacias hidrográficas dos Rios Amarelo e Yantze perderam 85% e 78% de sua cobertura vegetal, respectivamente. O mesmo processo foi observado nas bacias do Rio Senegal e Lago Chad (África subsaariana), as quais foram virtualmente desflorestadas.

Apesar da importância de se considerar as bacias hidrográficas como unidades básicas de análise e elaboração de políticas ambientais, ainda não é frequente o estudo das

⁸⁸ A bem da verdade, o conhecimento tradicional dos produtores agrícolas lhes permite conhecer dinâmicas ecológicas simples que resultam em benefícios, muito embora estes produtores não conheçam o conceito de serviços ecossistêmicos. Como os benefícios advindos na maioria dos casos transcendem as fronteiras das propriedades agrícolas, não há incentivos para sua preservação/potencialização.

trajetórias dos fluxos de serviços ecossistêmicos utilizando esta escala como referência. Menos comum ainda é a análise da provisão de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas em função das mudanças no tipo de cobertura de suas terras. Como sugerido anteriormente, a conversão de áreas de florestas para áreas cobertas com uso agrícola – tendência que se acentua nas regiões tropicais úmidas (DeFries & Bounoua, 2004) – tem um efeito negativo sobre a capacidade de provisão de serviços. Mesmo a dinâmica intra classes agrícolas pode afetar os fluxos de serviços gerados, dadas as peculiaridades das diversas culturas (sistema de raízes, por exemplo)⁸⁹.

Numa tentativa de analisar os impactos de mudanças de uso do solo em dois serviços ecossistêmicos (produção primária líquida e modulação da temperatura superficial da Terra), DeFries & Bounoua (2004) realizaram uma análise global das trajetórias do uso da terra sobre os dois serviços considerados. Tendo-se como base a trajetória histórica de ocupação das terras do planeta, os resultados apontam para um padrão distinto de mudanças de uso no século XXI, com crescente conversão de terras em zonas tropicais úmidas. Esse novo padrão terá um efeito negativo sobre a produção primária líquida, uma vez que o processo de conversão favorece o surgimento de agrossistemas menos produtivos. O estudo também concluiu que o mesmo impacto negativo será verificado com relação à regulação climática, dada a menor evapotranspiração resultante.

Em termos de valor dos serviços ecossistêmicos, novamente são poucos os estudos que tentaram captar a relação entre a dinâmica do uso do solo em bacias hidrográficas e a trajetória dos serviços ecossistêmicos. Um exercício realizado nesse sentido pode ser retirado de Kreuter *et al.* (2001), que avaliaram as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos em três bacias hidrográficas do condado de Bexar (Leon Creek, Salado Creek e San Antonio River), estado americano do Texas (próximo à região metropolitana da cidade de Santo Antônio) em função das mudanças no uso do solo entre os anos de 1976 e 1991.

⁸⁹ Um exemplo seria o aumento das áreas de cana-açúcar sobre as áreas de culturas anuais. Neste caso, o serviço ecossistêmico de controle da erosão pode ser incrementado, dado que a cana-de-açúcar fornece uma melhor proteção do solo. Importante mencionar que o manejo adequado do solo e as técnicas de plantio determinam a magnitude dos impactos de cada cultura sobre os serviços ecossistêmicos.

A metodologia utilizada por Kreuter *et al.* (2001) valeu-se dos valores por hectare dos serviços ecossistêmicos (US\$.ha⁻¹.ano⁻¹) por tipo de uso do solo (chamados de coeficientes de valores dos serviços ecossistêmicos) calculados por Costanza *et al.* (1997)⁹⁰. Os resultados obtidos mostram que a variação estimada para o valor dos serviços ecossistêmicos nas três bacias analisadas foi pequena devido ao fato de que o declínio das áreas de pastagens (*rangelands*), cujo coeficiente é de US\$ 232 por hectare por ano, foi contrabalançado pelo aumento nas áreas de bosques (*woodlands*), cujo coeficiente é de US\$ 302 por hectare por ano.

Além dos vieses que podem ser identificados do estudo de Costanza *et al.* (1997), cujos valores foram utilizados na metodologia aplicada por Kreuter *et al.* (2001)⁹¹, há que se mencionar também o problema de transferência de valores. Como já discutido em capítulos anteriores, uma transferência aceitável deve ser baseada numa análise das semelhanças físicas dos locais de valoração, bem como nas especificidades dos ecossistemas em estudo. Apesar dessas limitações, considera-se que a aplicação desta metodologia é um exercício ilustrativo do impacto das mudanças de uso do solo sobre os fluxos de serviços ecossistêmicos (e seus valores).

A discussão acima evidencia que a dinâmica do uso das terras é o principal vetor de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos providos pelas bacias hidrográficas. Esforços no sentido de se protegê-las não devem prescindir de se conhecer a trajetória de mudança da cobertura da terra e seus impactos sobre suas funções ecológicas e capacidade de geração de serviços.

A falta de informação científica e econômica sobre a relação acima (dinâmica do uso das terras e serviços ecossistêmicos) obstaculiza o desenho de mecanismos institucionais adequados para a proteção das bacias hidrográficas. Isto porque a compreensão da dinâmica ecológica de uma determinada bacia requer um nível de conhecimento que frequentemente transcende a ótica de uma única disciplina, sendo

⁹⁰ A mesma metodologia de cálculo que utiliza coeficientes de valores calculados por Costanza *et al.* (1997) foi aplicada por Zhao *et al.* (2004), Wang *et al.* (2006), Li *et al.* (2007) e Hu *et al.* (2008). Este também será o método utilizado na próxima seção para estimar as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos em função das mudanças dos tipos de uso do solo na bacia do MP.

⁹¹ Ver capítulo 4 para uma discussão sobre os vieses das estimativas feitas por Costanza *et al.* (1997).

necessária a junção de habilidades e *expetises* de pesquisadores de várias áreas numa tentativa de se mapear as funções ecológicas presentes, sua trajetória em função da dinâmica do uso do solo e as alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Importante também seria a demonstração dos benefícios econômicos de longo prazo da preservação/restauração de áreas de florestas como mecanismos de aumento da provisão de serviços ecossistêmicos pelas bacias hidrográficas. Em outras palavras, uma informação valiosa para elaboração de políticas de gestão é a elucidação do *trade-off* existente entre expansão de áreas agrícolas e urbanas e preservação/restauração de áreas de florestas em termos de serviços gerados.

No Brasil, uma das regiões agrícolas mais dinâmicas está localizada na região nordeste do estado de São Paulo, compreendendo a área da bacia do MP. Dada as características socioeconômicas da região, percebe-se uma dinâmica no uso do solo que favorece a expansão de áreas de culturas altamente demandadas no mercado (como a cana-de-açúcar) em detrimento de culturas menos atrativas economicamente. Tal dinâmica choca-se com os esforços do estado no sentido de proteger remanescentes naturais (bioma Mata Atlântica), os quais, por sua vez, são dificultados pela característica de alto custo de oportunidade das terras.

Dada a importância da área, é necessário conhecer quais são os impactos da dinâmica do uso do solo sobre os serviços ecossistêmicos providos pela bacia. Outra pergunta que se pode fazer é quais são os conflitos existentes entre geração de serviços ecossistêmicos e expansão agrícola, num cenário *business as usual*, e quais são os benefícios a serem alcançados pela sua recomposição florestal.

5.3 Dinâmica do uso da terra na Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP) e os impactos sobre seus serviços ecossistêmicos

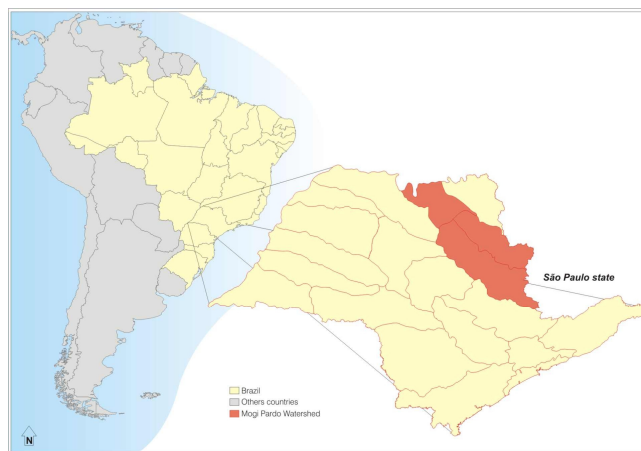
Essa seção tem por objetivo ilustrar o impacto das mudanças na cobertura das terras da bacia do MP sobre os serviços ecossistêmicos providos pela área. Em primeiro lugar, apresentam-se as informações relativas ao uso do solo na região em dois períodos (1988 e

2002) e uma breve discussão sobre a dinâmica percebida. Em seguida, apresentam-se os cálculos sobre as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos.

5.3.1 Uso e cobertura das terras em 1988 e 2002

A bacia dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, localizada no nordeste do estado de São Paulo (figura 8), compreende 94 municípios paulistas⁹², numa área total de pouco mais de 3 milhões de ha. Trata-se de uma das regiões agrícolas mais dinâmicas do país, com a presença de cultivos que apresentam altos níveis de produtividade e tecnificação. Os biomas originais encontrados são Mata Atlântica e Cerrado.

Figura 8: A Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo



Fonte: ECOAGRI (2006)

O processo de ocupação das terras da bacia se iniciou no século XVIII, ocasião em que já se verificou sérios problemas ligados ao desmatamento causado pelas plantações de café. Após 1920, outras culturas como cana-de-açúcar, soja, etc., e as pastagens substituíram parcialmente a cafeicultura e, a partir da década de 1970, com a descentralização industrial, os incentivos creditícios dados à agricultura e a implantação do Pró-Álcool, houve uma expressiva intensificação do agronegócio na região.

⁹² O município paulista de Miguelópolis possui apenas 0,01% de sua área dentro da bacia do MP e foi desconsiderado em todos os cálculos e estimativas feitas.

Em 2009, a bacia do MP contava com uma população total de aproximadamente 3,102 milhões de habitantes, sendo que 94,34% residiam em áreas urbanas e apenas 5,66% em áreas rurais. Para o ano de 2006, o Produto Interno Bruto (PIB) gerado pela área foi de cerca de R\$ 29.317 milhões (6,15% do total do estado de São Paulo), aproximadamente a soma dos PIB's gerados pelos estados do Amazonas e Tocantins no mesmo ano⁹³.

As informações e os mapas sobre configuração do uso do solo na bacia do MP referente aos anos de 1988 e 2002 (tabela 4; figuras 9 e 10) foram produzidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), unidade de Monitoramento por Satélite, dentro do âmbito do Projeto ECOAGRI⁹⁴ (ECOAGRI, 2006).

Tabela 4: Uso do solo na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em hectares).

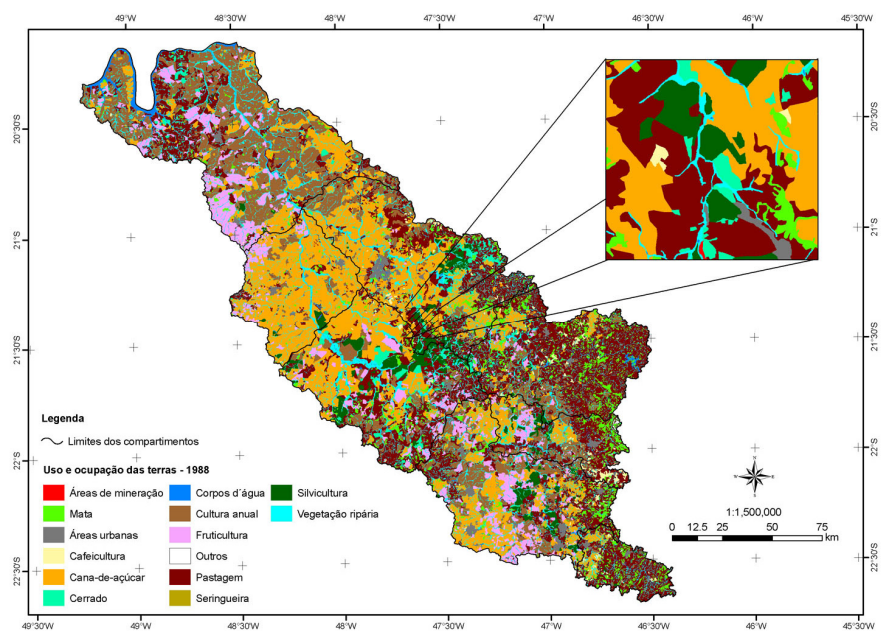
	1988		2002	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agricultura e Pastagem	2.418.297	79,39	2.395.867	78,65
Pastagem	751.617	24,67	391.730	12,86
Cana-de-açúcar	760.921	24,98	1.535.058	50,39
Culturas anuais	529.537	17,38	76.794	2,52
Fruticultura	228.621	7,51	232.393	7,63
Silvicultura	104.912	3,44	101.123	3,32
Culturas anuais irrigadas	16.194	0,53	33.098	1,09
Seringueira	175	0,01	3.141	0,10
Cafeicultura	26.319	0,86	22.529	0,74
Áreas Antrópicas	59.025	1,94	79.398	2,61
Áreas Urbanas	55.411	1,82	74.352	2,44
Outros	2.971	0,10	4.390	0,14
Áreas de mineração	643	0,02	656	0,02
Vegetação Natural	519.933	17,07	521.636	17,12
Vegetação ripária	311.858	10,24	318.701	10,46
Vegetação natural	208.075	6,83	202.935	6,66
Corpos d'água	48.910	1,61	49.264	1,62
Corpos d'água	48.910	1,61	49.264	1,62
TOTAL	3.046.165	100,00	3.046.165	100,00

Fonte: ECOAGRI (2006).

⁹³ As informações sobre população na bacia do MP foram retiradas da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE) e as informações sobre PIB foram retiradas do IPEADATA (preços constantes de 2000). As duas variáveis referem-se ao somatório dos 94 municípios, ponderadas pelas respectivas áreas contidas dentro dos limites da bacia.

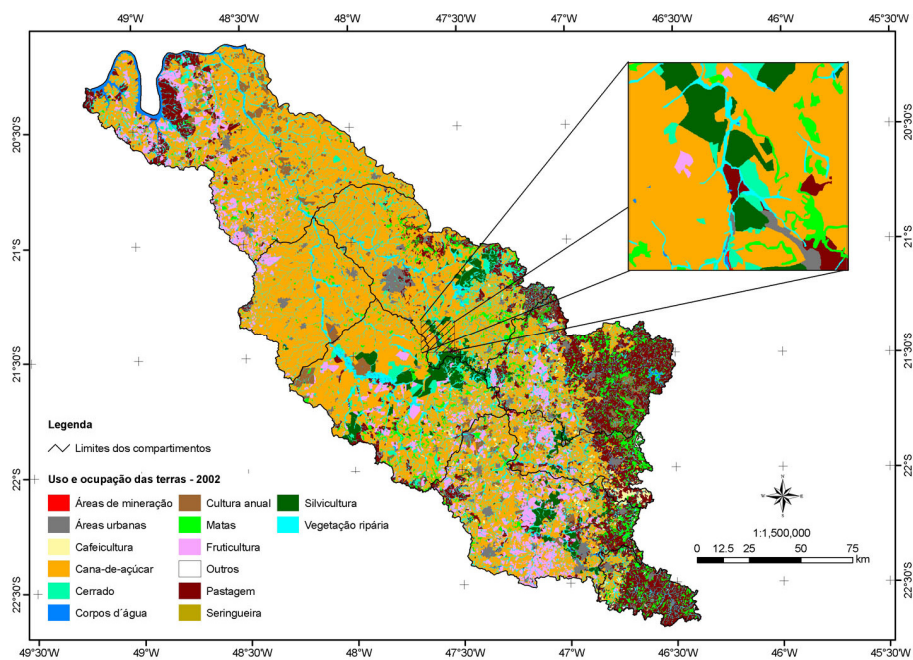
⁹⁴ Projeto ECOAGRI – Diagnóstico da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2002/06685-0).

Figura 9: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo em 1988.



Fonte: ECOAGRI (2006).

Figura 10: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo em 2002.



Fonte: ECOAGRI (2006).

Embora as áreas destinadas à agricultura e pastagem tenham apresentado uma pequena redução de cerca de 0,93%, passando de 79,39% da área total da bacia em 1988 para 78,65% em 2002, houve uma expressiva expansão das áreas destinadas à cultura de cana-de-açúcar (aumento de 101,74%), as quais correspondiam em 2002 a 50,39% de toda a área total. Ao mesmo tempo, verificou-se uma redução significativa das áreas de culturas anuais (cerca de 85,5%), pastagens (aproximadamente 47,88%) e um incremento nas áreas de culturas anuais irrigadas e seringueira.

Com relação às áreas antrópicas, houve aumento de área em todas as categorias citadas (áreas urbanas, áreas de mineração e outros), perfazendo um incremento total de cerca de 34,51%. Houve também um aumento líquido nas áreas de vegetação natural (0,33%), destacando-se o aumento da vegetação ripária (2,19%). Este último, embora aparentemente seja um aumento de pouca magnitude, representa uma importante tendência no estado de São Paulo, que é o crescente aumento da capacidade de *enforcement* das autoridades ambientais no estado⁹⁵.

De maneira geral, pode-se dizer que as respostas dos agentes a oportunidades econômicas – sendo tais respostas mediadas por fatores institucionais – explicam majoritariamente a dinâmica da ocupação dos diferentes territórios (Lambin *et al.*, 2001). No estado de São Paulo, Gonçalves *et al.* (2007) discutem as causas das principais transformações ocorridas na agricultura paulista a partir de 1970. Para os autores, o desempenho da agricultura no estado de São Paulo está diretamente relacionado à complementação do padrão produtivo da Segunda Revolução Industrial, que se concretiza no final dos anos 1970 e que altera decisivamente a dinâmica da agricultura.

Ainda segundo Gonçalves *et al.* (2007), a área agrícola praticamente se mantém (decréscimo da ordem de 22 mil ha) nos anos 1970, em um período de crédito subsidiado que propiciou/engendrou o aumento da produtividade e as mudanças de cultivos. Nos anos 80, ocorre declínio da área cultivada no estado – próximo aos 547 mil ha – quando os subsídios e volumes de crédito são drasticamente reduzidos. Nos anos 1990, a área recua perto de 258 mil ha, num cenário de crédito mais caro e mais escasso e de deslocamento de culturas para o Brasil Central. Analisando as substituições de culturas que acompanharam

⁹⁵ Ver discussão adiante sobre aspectos legais para a utilização das terras em bacias hidrográficas.

essas mudanças da área agropecuária, os autores relacionam os elementos que as teriam determinado. Tratando da evolução das áreas das culturas (relacionadas à agropecuária como um todo), tratam de relacionar tais mudanças com eventos das políticas públicas e de mudanças setoriais.

Assim, nos anos 70 perdem extensão as pastagens, milho, arroz, algodão e amendoim, e ganham a cana, soja, laranja, café, trigo e feijão. Gonçalves *et al.* (2007) destacam a relevância da agroindústria de insumos e máquinas (para suprir a demanda derivada do crédito rural subsidiado) e da agroindústria processadora (cana, laranja e soja), em expansão em São Paulo no período. A demanda externa por farelo de soja levava à ampliação da cultura, que, por sua vez, induzia a expansão do trigo (estimulado pela complementaridade agrônômica com a soja e pela política de substituição de importações). Para os autores, o subsídio ao crédito atuou no quadro de substituição de culturas, ao alterar a rentabilidade relativa pelo aumento de produtividade, mas não explica o quadro sozinho e nem representa o fator de maior peso explicativo. Associam, assim, outros argumentos como a demanda internacional presentes na cana, café e soja, além da demanda interna das agroindústrias processadoras exigindo maior oferta de matérias-primas.

Nos anos de 1990 seguem a redução de áreas e o movimento de substituição de culturas, com grande destaque para a cana industrial. Na década de 1990, a laranja já não expande suas áreas e o milho tem ligeira expansão em função do crescimento da produção avícola. As pastagens apresentam as maiores reduções de superfície, seguidas pelo café, algodão, trigo e feijão. A expansão da cana responderia, segundo os autores, à solidez da cadeia de produção, imprimindo dinâmica própria à sua expansão e ao mercado externo.

Cabe destacar, entretanto, o grande aumento de produtividade observado em todas as culturas, fruto do progresso técnico. O rebanho de corte paulista cresce apesar da drástica redução das áreas de pastagens; no caso do café, aumentam os plantios adensados de maior qualidade, o que compensa as perdas de áreas, o mesmo ocorrendo com a laranja, também plantada de modo adensado. Quanto ao algodão, este migrou para regiões nas quais se pode obter maiores ganhos de escala e clima mais propício (Brasil Central e oeste da Bahia). A produção de feijão no estado de São Paulo se circunscreve a regiões mais especializadas (sudeste do estado), com grandes ganhos de produtividade dada a irrigação e mecanização.

Também no tocante às alterações na composição de culturas, a demanda internacional teve papel predominante. No caso da cana-de-açúcar, contribuíram para a vertiginosa expansão de área: i. os seguidos ciclos de bons preços no mercado internacional; ii. políticas internas – como a expansão do uso do álcool como combustível após o segundo choque do petróleo em meados da década de 1970; iii. recentemente, ao aumento da frota de veículos bicompostíveis e à ampliação das exportações de álcool; iv. avanço tecnológico, que vem aumentando a produtividade das principais culturas e criações – compensando as reduções de área –, além da superação de obstáculos tecnológicos como o uso dos resíduos agropecuários e agroindustriais.

Quanto aos aspectos legais que devem (ou deveriam) ser observados, a legislação ambiental brasileira determina que as bacias hidrográficas devem ter três tipos de uso/cobertura dos solos: i. Áreas de Proteção Permanente (APPs), que são áreas que devem ser mantidas intactas para proteger os serviços ecossistêmicos, de acordo com determinação do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis); ii. Reserva Legal (RL), que determina que cada propriedade agrícola deve manter uma proporção de sua área para uso sustentável⁹⁶; e iii. outras áreas, com diferentes tipos de uso, os quais devem usar sistemas de produção de conservação.

Nas áreas designadas como APPs, a vegetação natural deve ser conservada para fornecer serviços ecossistêmicos, como a biodiversidade, provisão e purificação de água, proteção do solo, etc. O artigo 2º da Lei nº 4.771 (Código Florestal Brasileiro) define e determina o tipo e o tamanho das áreas a serem consideradas permanentemente protegidas.

Historicamente, esta legislação tem sido largamente desrespeitada, sendo que na bacia do MP poucos produtores atendem ao que diz a lei. No entanto, recentemente, o

⁹⁶ O inciso III, § 2º do art. 1º da Lei nº 4.771 de 15/09/1965 (Código Florestal), modificada pela Medida Provisória nº 2.166-67/01 de 24/08/2001, estabelece que Reserva Legal é a “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas”. O inciso I do art. 16 dessa mesma lei estabelece ainda que devem ser mantidos no mínimo 80% da propriedade rural situada em áreas de floresta da Amazônia Legal, 35% da propriedade rural localizada no bioma cerrado dentro dos estados que compõem a região da Amazônia Legal, 20% das propriedades rurais localizadas em áreas de floresta ou outras vegetações nativas nas demais regiões do país e 20% das propriedades rurais em áreas de campos gerais localizadas em qualquer região do país.

poder coercivo do estado (*enforcement capacity*) tem aumentado, em parte graças à consciência ecológica da população e ao receio de alguns agricultores no que tange às barreiras ambientais no comércio de *commodities* agrícolas. Também um novo programa liderado pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente para restaurar as matas ciliares tem sido bem recebido. Em nível federal, tem se dado uma discussão sobre a política nacional de incentivos econômicos para a restauração e manutenção de áreas de APPs.

Além das APPs, o Código Florestal determina que todos os estabelecimentos agrícolas devem ter uma proporção de sua área coberta por floresta natural, que pode chegar até 80% na Amazônia e 20% na maioria das regiões do país. De maneira genérica, as áreas de RL devem ser contabilizadas separadamente das áreas de APPS, sendo que em alguns casos a lei permite a soma das duas áreas. Isto se dá quando a soma da vegetação nativa em APP e RL exceder a 80% da propriedade rural localizada na Amazônia Legal, 50% da propriedade rural localizada nas demais regiões do país e 25% da pequena propriedade. Esses aspectos serão considerados desde que não haja conversão de novas áreas para usos alternativos do solo.

De 2001 em diante, os proprietários têm trinta anos para restaurar as áreas de RL degradadas com vegetação natural, a um ritmo de plantio de 1/10 a cada 3 anos da área total atribuída, seguindo projeto aprovado pelo IBAMA ou pelo Departamento de Estado de Proteção dos Recursos Naturais⁹⁷.

Como uma prova da nova capacidade de *enforcement* do estado, os contratos no mercado de terras estão incluindo disposições relativas à recuperação de áreas de RL. Procedimentos judiciais foram instituídos após inspeções de responsáveis pela política ambiental ou mesmo após denúncias anônimas de agricultores descumpridores da lei, forçando-os a fazer acordos judiciais para restaurar APPs e áreas de RL. Pode-se dizer que, em anos recentes, não atender aos requisitos presentes na legislação ambiental pode

⁹⁷ Em dezembro de 2009 foi promulgado o Decreto n. 7.029 (10/12/2009), o qual estende o prazo para a averbação compulsória de áreas de RL para 11 de junho de 2011. Além disso, o decreto também instituiu o Programa Federal de Apoio à Regularização Ambiental de Imóveis Rurais (Programa Mais Ambiente), com o objetivo de promover e apoiar a regularização ambiental de imóveis.

significar sérios riscos no que se refere a alterações pecuniárias ou mesmo riscos de expropriação da propriedade.

Também o abandono de terras menos atrativas economicamente (terrenos montanhosos) contribuiu para explicar o aumento das áreas florestadas. Todavia, agricultores que procuram atender à legislação ambiental é o fator-chave, com especial destaque para os produtores de cana-de-açúcar, os quais temem mais as sanções comerciais baseadas em critérios ambientais. Agricultores do estado de São Paulo passaram a considerar viável manter ou recuperar áreas de APP e RL, principalmente matas ciliares.

Quanto aos 20% de RL mandatórios no estado de São Paulo, há processos de negociação que preveem mecanismos de compensação de RL em áreas fora da própria propriedade agrícola, observando-se critérios ecológicos mínimos. Em termos da dinâmica de uso do solo na bacia do MP, tais mecanismos podem significar uma redução de áreas florestadas na região, uma vez que ela engloba terras com custos de oportunidade mais elevados.

Especulando sobre o cumprimento da legislação ambiental na bacia do MP, pode-se dizer que, mesmo com o aumento das áreas de vegetação natural, muito provavelmente a área coberta com vegetação natural em 2002 (521.636 ha) não foi suficiente para atender aos requisitos de APP e RL. Essa afirmação pode ser embasada por um exercício simples que é o de calcular o percentual de averbação obrigatória sobre a área da bacia, excetuando-se as áreas antrópicas e de corpos d'água, e somando-se uma estimativa para a área de APP na bacia do MP.

Considerando-se apenas o ano de 2002, tem-se que área total da bacia menos as áreas antrópicas e de corpos d'água perfazem 2.917.503 ha. Essa área resultante teoricamente pode ser utilizada para fins de cálculo para averbação das áreas de RL, cujo percentual na bacia do MP é de 20%, conforme o Código Florestal. Calculando-se, pois, 20% sobre a área anterior, tem-se um total de 583.500,6 ha (19,15% da área da bacia) que deveriam ser destinados somente à RL. Some-se a isto a área que deveria ser mantida sob APP na bacia, cuja estimativa para o ano de 2002 é de 48.495,33 ha (Ambrósio *et al.*,

2008), o que gera um total de 631.995,93 ha (20,75% da área total da bacia ou 26,38% da área destinada à agricultura e pastagem).

A área encontrada acima teoricamente deveria ser destinada às áreas de APP e RL na bacia do MP. O percentual de 26,38% em relação à área destinada à agricultura e pastagem no ano de 2002 aproxima-se da estimativa de que o cumprimento do Código Florestal representaria uma perda média de 30% de toda a área agricultável no estado de SP, segundo alguns especialistas. Portanto, apesar de algumas descon siderações feitas, como é o caso em que a legislação permite a soma das áreas de APP e RL, a área acima pode servir como parâmetro para se estimar o déficit de APP e RL na bacia do MP. Isto é, se no ano de 2002 a área total de vegetação natural foi de 521.636 ha, tem-se que 110.359,93 ha (631.995,93 menos 521.636) deveriam ter sido destinados às áreas de APP ou RL na bacia do MP, no ano de 2002.

Aplicando-se o mesmo raciocínio acima para o ano de 1998, encontra-se um déficit de área de APP e RL igual a 116.208,33 ha, 5,3% superior ao valor encontrado para o ano de 2002. Isto sugere que no período analisado (1988-2002) houve um maior cumprimento das normas no que diz respeito à regularização ambiental dos imóveis rurais.

5.3.2 Mudanças estimadas nos valores dos serviços ecossistêmicos

Para atribuir valores dos serviços ecossistêmicos às classes de uso do solo identificadas na bacia do MP foram utilizadas as estimativas calculadas por Costanza *et al.* (1997). Embora os tipos de uso presentes no trabalho citado não correspondam às categorias presentes na tabela 4, os biomas mais representativos foram utilizados como *proxy* para o valor de cada categoria de cobertura do solo. A tabela 5 a seguir apresenta as equivalências utilizadas e o valor dos serviços ecossistêmicos gerados por cada categoria de uso do solo.

Pelas informações da tabela, percebe-se que a categoria corpos d'água gera um maior valor agregado de serviços ecossistêmicos, seguida pela categoria de vegetação ripária e natural, seringueira e silvicultura, pastagem e terras ocupadas com usos agrícolas (cana, culturas anuais, fruticultura e cafeicultura). Uso urbanos não apresentam valor dos

serviços ecossistêmicos devido ao fato de que a maioria dos serviços ecossistêmicos (17 no total) considerada nas estimativas originais é negligenciável nesta categoria e/ou não existem informações disponíveis.

Tabela 5: Biomas equivalentes para as 14 classes de uso do solo na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo baseados em Costanza *et al.* (1997) e valores correspondentes dos serviços ecossistêmicos (US\$.ha⁻¹.ano⁻¹).

Categorias de uso do solo	Bioma equivalente ^a	Coefficiente dos serviços ecossistêmicos ^b
Pastagem	<i>Grass/rangelands</i>	244,00
Cana-de-açúcar	<i>Cropland</i>	92,00
Culturas anuais	<i>Cropland</i>	92,00
Fruticultura	<i>Cropland</i>	92,00
Silvicultura	<i>Raw material/tropical forest</i> ^c	315,00
Culturas anuais irrigadas	<i>Cropland</i>	92,00
Seringueira	<i>Raw material/tropical forest</i> ^c	315,00
Cafeicultura	<i>Cropland</i>	92,00
Áreas Urbanas	<i>Urban</i>	0,00
Outros	<i>Urban</i>	0,00
Áreas de mineração	<i>Urban</i>	0,00
Vegetação ripária	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Vegetação natural	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Corpos d'água	<i>Lakes/Rivers</i>	8.498,00

Fonte: elaborado pelo autor com base em Costanza *et al.* (1997).

^a nomenclatura original utilizada em Costanza *et al.* (1997);

^b em US\$ por hectare por ano (dólares de 1994). Corresponde ao valor agregado dos serviços ecossistêmicos gerados pela respectiva categoria de uso do solo, dadas as informações disponíveis (tabela 2 de Costanza *et al.* (1997, p. 256));

^c para as classes silvicultura e seringueira foram utilizados valores referentes ao serviço de matérias-primas obtidos em florestas tropicais, tal como feito em Hu *et al.* (2008).

Dados os coeficientes dos valores dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso, seu valor total na bacia do MP para os anos de 1988 e 2002 foi obtido através da seguinte equação:

$$VSE_{total} = \sum(A_k * VC_k) \quad (1)$$

Em que:

VSE_{total} = valor total dos serviços ecossistêmicos (em US\$)⁹⁸;

A_k = área total da categoria de uso do solo k (em ha);

VC_k = coeficiente de valor dos serviços ecossistêmicos para categoria de uso k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

⁹⁸ Esse valor estimado engloba todos os 17 serviços ecossistêmicos considerados por Costanza *et al.* (1997).

A variação no valor dos serviços ecossistêmicos foi dada pela diferença entre os valores estimados para cada categoria de uso nos anos de 2002 e 1988. Isto é, $\Delta VSE_{absk} = VSE_{2002k} - VSE_{1988k}$ e $\Delta VSE_{relk} = \left(\frac{VSE_{2002k}}{VSE_{1988k}} - 1 \right) * 100$, em que ΔVSE_{absk} e ΔVSE_{relk} são, respectivamente, a variação absoluta no valor dos serviços ecossistêmicos providos pela categoria de uso do solo k (em dólares) e a variação relativa (%).

Obteve-se também o valor agregado dos 17 serviços ecossistêmicos listados por Costanza *et al.* (1997), os quais forneceram estimativas monetárias individuais por tipo de cobertura do solo. A equação utilizada para este cálculo é a seguinte:

$$VSE_f = \sum(A_k * VC_{fk}) \quad (2)$$

Em que:

VSE_f = valor estimado do serviço ecossistêmico f (em dólares);

A_k = área da categoria de uso do solo k (em ha);

VC_{fk} = coeficiente para o serviço ecossistêmico f na categoria k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

Antes de serem apresentadas as estimativas de variação nos valores dos serviços ecossistêmicos prestados, é importante notar que os coeficientes de valores são estáticos, o que indica que a suposição implícita é que as variações nos valores totais dos serviços ecossistêmicos foram resultantes de variações nos fluxos “físicos” de serviços ecossistêmicos gerados por categoria de uso do solo. Embora tais variações sejam desconhecidas, certamente a relação entre as variações das áreas das diversas categorias de uso do solo e variações dos fluxos de serviços ecossistêmicos não é linear. A falta de informações sobre a quantidade física de serviços gerados por cobertura do solo configura-se como uma séria lacuna para estudos de valoração/avaliação dos serviços ecossistêmicos⁹⁹.

⁹⁹Para alguns serviços podem existir variáveis *proxy* para a oferta do serviço prestado. É o caso, por exemplo, da regulação climática, que pode ser mensurada pela quantidade de carbono sequestrado em diferentes coberturas.

A tabela 6 a seguir apresenta os valores estimados dos serviços ecossistêmicos na bacia do MP para cada categoria de uso e as respectivas mudanças absolutas e relativas. Como por suposto, as categorias de uso do solo em que houve maiores variações nos valores dos serviços foram aquelas que tiveram maiores incrementos/reduções em suas áreas¹⁰⁰. Especial destaque para a categoria de seringueira, culturas anuais irrigadas e cana-de-açúcar, as quais apresentaram aumento no valor dos serviços prestados em um intervalo de 101,74–1.694,86%, enquanto que as maiores reduções percentuais verificadas foram nas categorias de culturas anuais e pastagem.

Tabela 6: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$).

Categorias de Uso do Solo	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)				Variações		
	1988	%	2002	%	ΔVSE_{absk}	ΔVSE_{relk}	CCV ^a (%)
Pastagem	183.394,55	10,08	95.582,12	5,40	-87.812,43	-47,88	-4,83
Cana-de-açúcar	70.004,73	3,85	141.225,34	7,98	71.220,60	101,74	3,91
Culturas anuais	48.717,40	2,68	7.065,05	0,40	-41.652,36	-85,50	-2,29
Fruticultura	21.033,13	1,16	21.380,16	1,21	347,02	1,65	0,02
Silvicultura	33.047,28	1,82	31.853,75	1,80	-1.193,54	-3,61	-0,07
Cult. anuais irrigadas	1.489,85	0,08	3.045,02	0,17	1.555,17	104,38	0,09
Seringueira	55,13	0,00	989,42	0,06	934,29	1.694,86	0,05
Cafeicultura	2.421,35	0,13	2.072,67	0,12	-348,68	-14,40	-0,02
Áreas Urbanas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Áreas de mineração	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vegetação ripária	626.210,86	34,41	639.951,61	36,17	13.740,74	2,19	0,76
Vegetação natural	417.814,60	22,96	407.493,48	23,03	-10.321,12	-2,47	-0,57
Corpos d'água	415.637,18	22,84	418.645,47	23,66	3.008,29	0,72	0,17
Total	1.819.826,06	100,00	1.769.304,06	100,00	-50.522,00	-2,78	-2,78

Fonte: elaborado pelo autor.

^a Coeficiente de Contribuição da Variação, dado por $CCV_K = (VSE_{2002_k} - VSE_{1988_k}) / \sum VSE_{1988}$.

As estimativas apontam para uma perda líquida de aproximadamente 2,78% no valor dos serviços ecossistêmicos em toda a bacia do MP, o que em termos absolutos foi igual a cerca de US\$ 50.522 mil no período analisado (14 anos). O coeficiente de

¹⁰⁰ Novamente, deve-se alertar para o comportamento não-linear dos serviços ecossistêmicos. Uma determinada categoria de uso do solo pode apresentar um aumento menos pronunciado em sua área em relação à outra categoria, mas os serviços prestados teoricamente podem aumentar mais do que na segunda categoria. Isso pode ser dar em função da dinâmica específica de cada classe de uso do solo.

contribuição da variação mostra que as pastagens e culturas anuais foram as categorias que mais contribuíram para a perda de valor dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia.

Ao considerar a estimativa de déficit de áreas de APP e RL, cujo cálculo foi feito na subseção anterior, seria interessante conhecer qual seria o impacto do ponto de vista dos valores dos serviços ecossistêmicos se todos os 110.359,93 ha estimados fossem reconvertidos para áreas de florestas. É de se esperar que o valor total de serviços ecossistêmicos aumente para toda a bacia, visto que o bioma florestas apresenta o segundo maior coeficiente de valor dos serviços ecossistêmicos.

Admitindo-se que toda a recomposição de APP e RL se desse em detrimento dos usos agrícolas (cana-de-açúcar, culturas anuais, cafeicultura, etc.) em 2002, o montante do valor dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia do MP neste ano chegaria a US\$ 1.980,75 milhões, 11,95% superior ao encontrado para o mesmo ano com base no comportamento real observado.

No cenário acima, haveria um aumento de 8,84% no valor total dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia do MP no período 1988-2002 (anexo 1). Ou seja, ao invés de uma queda no valor dos serviços prestados ao longo dos 14 anos de análise (2,78%, conforme cálculos anteriores), a liquidação integral do déficit de APP e RL em 2002 geraria um aumento significativo no valor total dos serviços ecossistêmicos da bacia. Esse resultado corrobora a discussão feita na seção anterior de que bacias hidrográficas com maior proporção de áreas florestadas têm uma maior capacidade de geração de serviços ecossistêmicos, aumentando o bem-estar da população que deles dependem.

Em um outro cenário (anexo 2), no qual se admite que as áreas de APP e RL são recompostas em detrimento das terras de uso agrícola e pastagem (50% para cada categoria), tem-se que o valor total dos serviços ecossistêmicos gerados é um pouco menor com relação ao primeiro cenário (US\$ 1.972,37 milhões em 2002, 11,48% superior ao valor encontrado para 2002, e uma taxa de mudança em relação a 1988 igual a 8,38%). Percebe-se, portanto, que nos dois cenários simulados há aumento no valor dos serviços ecossistêmicos, sendo que esse aumento é levemente superior se as áreas de APP e RL fossem reconvertidas exclusivamente em áreas de uso agrícola (neste caso, é irrelevante considerar a natureza do uso agrícola – cana-de-açúcar ou culturas anuais, por exemplo – já

que a suposição implícita é que o mesmo valor de serviços ecossistêmicos é gerado independente do tipo de cultura). Isto porque o valor dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas de pastagem é maior do que aqueles prestados pelas áreas de uso agrícola (US\$ 244 por ha/ano e US\$ 92 por ha/ano, respectivamente).

É interessante, ainda, comparar o valor dos serviços ecossistêmicos obtidos em áreas de florestas (APP e RL) com o custo de oportunidade associado. De acordo com os dados do Projeto ECOAGRI (ECOAGRI, 2006), no ano agrícola de 2002/2003 a renda bruta média gerada por hectare por ano na cultura de cana-de-açúcar foi de R\$ 2.445 e a renda máxima de R\$ 3.448 (preços correntes de 2002/2003). Para a pastagem, esses valores são R\$ 400 e R\$ 500 por hectare por ano, respectivamente. Considerando que o valor dos serviços ecossistêmicos gerados em áreas de florestas por hectare/ano é de US\$ 2.008 (dólares de 1994), que correspondiam a R\$ 3.543,10¹⁰¹ em 2002, percebe-se que o valor dos serviços ecossistêmicos gerados é maior do que a renda sacrificada, considerando os dois tipos de uso mencionados. Particularmente, para a cana-de-açúcar, que apresenta uma alta rentabilidade, nota-se que o valor dos serviços prestados por um hectare de florestas ainda é levemente superior, conforme estimativas acima.

Em termos do total do déficit das áreas de APP e RL estimado para a bacia do MP (110.359,93 ha), o valor dos serviços ecossistêmicos gerados nesta extensão seria – em 2002 – igual a R\$ 391,35 milhões, ao mesmo tempo em que a renda sacrificada caso a liquidação de todo o déficit se desse em áreas de cana-de-açúcar seria de R\$ 269,83 milhões, considerando a estimativa de renda bruta média. Considerando-se, ainda, o cenário alternativo (metade do déficit é “zerado” utilizando-se áreas de cana e a outra metade áreas de pastagem), tem-se uma renda sacrificada de R\$ 156,99 milhões. Conclui-se, portanto, que nos dois cenários simulados, o valor total dos serviços ecossistêmicos gerados caso fossem reconvertidas as áreas faltantes de APP e RL na bacia do MP é maior que os custos de oportunidade envolvidos¹⁰².

¹⁰¹ Estimativa obtida pela conversão do valor original em reais de 1994 pela taxa de câmbio média deste ano (R\$ 0,88 por dólar, após a implementação do Plano Real) e posterior atualização monetária pela inflação acumulada no período 1994-2002 (100,68%), dada pela variação anual do IPCA.

¹⁰² Mesmo considerando os valores máximos de renda bruta para a cana e pastagem, as estimativas de renda sacrificada para o primeiro e segundo cenários continuam sendo menores que o total do valor dos serviços ecossistêmicos gerados (R\$ 380,52 e R\$ 156,99 milhões, respectivamente).

Os resultados acima não são suficientes para naturalmente incentivarem os produtores agrícolas a converterem suas terras para o uso florestal, já que eles não se apropriam integralmente de todo o valor dos serviços gerados pela área. As comparações acima demonstram que o valor “social” de um hectare de floresta em termos de serviços ecossistêmicos gerados é maior que o valor “privado” da terra sob os usos de cana e/ou pastagem, o que indica uma fonte de ineficiência que não pode ser solucionada via mercado. Tal conflito entre valor social e valor privado só será resolvido mediante uma política de compensação, cujos valores mínimos de referência sejam os custos de oportunidades existentes.

Tomando-se o valor do PIB gerado pela bacia do MP nos anos de 1985¹⁰³ e 2002 (R\$ 18.513,14 milhões e 28.480,08 milhões, respectivamente, a preços constantes de 2000) e comparando-os com valor total de serviços ecossistêmicos prestados em ambos os anos, tem-se que a participação relativa do valor total dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia em relação ao PIB da região recuou de 14,33% para 9,05% nos anos de 1988 e 2002, respectivamente. Esta informação ratifica a conclusão de que no período de análise as mudanças ocorridas na ocupação das terras da bacia do MP tiveram impacto negativo em termos dos valores de serviços prestados¹⁰⁴.

Além das estimativas de valor agregado dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso do solo, é útil conhecer a dinâmica individual dos serviços ecossistêmicos. Aplicando-se a equação 2, cujos coeficientes para cada serviço por categoria de uso do solo encontram-se na tabela 7, foi possível conhecer o valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia do MP (tabela 8).

Importante lembrar que nem todos os serviços listados estão presentes em todas as categorias apresentadas, havendo também o problema de informações inexistentes – que combinado com o fato anterior – representa uma severa fonte de subestimação dos valores encontrados.

¹⁰³ Não foram encontrados dados disponíveis para o PIB dos municípios da bacia do MP para o ano de 1988, utilizando-se o ano de 1985 como *proxy*. Novamente, as informações se referem ao agregado dos municípios que fazem parte da bacia do MP, ponderadas pelo percentual das respectivas áreas dentro dos limites da bacia.

¹⁰⁴ Novamente, o procedimento utilizado para tornar os resultados comparáveis foi a conversão dos valores dos serviços ecossistêmicos para reais de 1994 e posterior atualização monetária para o ano de 2000 (inflação acumulada no período 1994-2000 foi de 65,62% dada pela variação anual do IPCA).

Tabela 7: Coeficientes de valores individuais dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso do solo, baseado em Costanza *et al.* (1997) – em US\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

Serviços ecossistêmicos	Categorias de Uso do Solo													
	1	2	3	4	5 ^a	6	7 ^a	8	9	10	11	12	13	14
Regulação de gás	7	n.a.	n.a.	n.a.
Reg. climática	0	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	223	223	...
Reg. de distúrbios	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	5	5	...
Regulação de água	3	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	6	6	5.445
Oferta de água	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	8	8	2.117
Controle da erosão	29	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	245	245	...
Formação do solo	1	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	10	10	...
Cicl.de nutrientes	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	922	922	665
Trat.de resíduos	87	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	87	87	...
Polinização	25	14	14	14	...	14	...	14	n.a.	n.a.	n.a.
Controle biológico	23	24	24	24	...	24	...	24	n.a.	n.a.	n.a.
Hábitat/refúgio	...	n.a.	n.a.	n.a.	...	n.a.	...	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	41
Prod.de alimentos	67	54	54	54	24	54	24	54	n.a.	n.a.	n.a.	32	32	...
Matérias-primas	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	315	315	...
Rec. genéticos	0	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	41	41	230
Recreação	2	n.a.	n.a.	n.a.	24	n.a.	24	n.a.	112	112	...
Serviços culturais	24	...	24	2	2	...
Total	244	92	92	92	315	92	315	92	0	0	0	2.008	2.008	8.498

Fonte: elaborado pelo autor com base em Costanza *et al.* (1997) e na equivalência de biomas dada pela tabela 5.

^a Dada a suposição de que o valor dos serviços ecossistêmicos nas áreas de silvicultura e seringueira é dado pelo valor dos serviços de matérias-primas no bioma floresta tropical, os coeficientes individuais representam a média do valor total para os serviços relevantes.

Notas: (1) Para as categorias de uso do solo, utilizar a seguinte legenda: 1- pastagens; 2-cana-de-açúcar, 3-culturas anuais, 4-fruticultura; 5-silvicultura; 6-culturas anuais irrigadas; 7-seringueira; 8-cafeicultura; 9-áreas urbanas; 10-outros; 11-áreas de mineração; 12-vegetação ripária; 13-vegetação natural; 14-corpos d'água;

(2) Para os serviços ecossistêmicos, Reg. climática = regulação climática; Reg. de distúrbios = regulação de distúrbios; Cicl.de nutrientes = ciclagem de nutrientes; Trat.de resíduos = tratamento de resíduos; Prod.de alimentos = produção de alimentos; Rec. Genéticos = recursos genéticos.

(3) ... indica inexistência de informação disponível e n.a. indica que o serviço ecossistêmico não é prestado pela respectiva categoria de uso do solo ou é negligenciável.

Das estimativas individuais calculadas para cada serviço ecossistêmico prestado pela bacia do MP, observa-se que os cinco serviços mais relevantes em termos de valor são, na ordem, a ciclagem de nutrientes, a regulação de água, o fornecimento de matérias-primas, a produção de alimentos e o controle da erosão, considerando-se os dois anos da análise. Já o menos relevante do ponto de vista monetário em ambos os anos foi o serviço de hábitat/refúgio.

Interessante observar, ainda, que dentre os cinco serviços mais valiosos, os três primeiros (ciclagem de nutrientes, regulação de água e fornecimento de matérias-primas) apresentaram uma pequena elevação no seu valor em 2002 na comparação com 1998. Os

outros dois (produção de alimentos e controle da erosão) sofreram redução de valor no mesmo período.

Tabela 8: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$).

Serviços ecossistêmicos	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)						Variações	
	1988	%	Relevância ^b	2002	%	Relevância ^b	% ^a	CCV (%)
Regulação de gás	5.261,32	0,29	14	2.742,11	0,15	16	-47,88	-0,14
Reg. climática	118.491,40	6,51	6	118.851,22	6,72	6	0,30	0,02
Reg. de distúrbios	5.146,00	0,28	15	5.134,58	0,29	14	-0,22	0,00
Regulação de água	274.235,74	15,07	2	275.073,88	15,55	2	0,31	0,05
Oferta de água	110.248,27	6,06	8	110.991,37	6,27	7	0,67	0,04
Controle da erosão	151.726,82	8,34	5	141.687,39	8,01	5	-6,62	-0,55
Formação do solo	8.497,29	0,47	13	8.134,49	0,46	13	-4,27	-0,02
Cicl.de nutrientes	514.449,71	28,27	1	516.235,35	29,18	1	0,35	0,10
Trat.de resíduos	113.171,19	6,22	7	81.989,24	4,63	8	-27,55	-1,71
Polinização	40.652,71	2,23	11	36.391,46	2,06	11	-10,48	-0,23
Controle biológico	54.765,40	3,01	10	54.606,72	3,09	10	-0,29	-0,01
Habitat/refúgio	2.005,31	0,11	17	2.019,82	0,11	17	0,72	0,00
Prod.de alimentos	153.868,50	8,46	4	148.057,75	8,37	4	-3,78	-0,32
Matérias-primas	166.325,23	9,14	3	166.841,74	9,43	3	0,31	0,03
Rec. genéticos	35.112,89	1,93	12	35.244,19	1,99	12	0,37	0,01
Recreação	62.282,07	3,42	9	61.733,09	3,49	9	-0,88	-0,03
Serviços culturais	3.586,20	0,20	16	3.569,67	0,20	15	-0,46	0,00
Total	1.819.826,06	100,00		1.769.304,06	100,00		-2,78	-2,78

Fonte: elaborado pelo autor.

^a variação relativa entre os anos de 2002 e 1988.

^b refere-se apenas à relevância econômica e não diz respeito à relevância ecológica.

Supondo novamente que houvesse a total liquidação do déficit de áreas de APP e RL na bacia em 2002, e que esta se desse em detrimento das áreas ocupadas com usos agrícolas, ter-se-ia incrementos significativos na geração de todos os serviços ecossistêmicos, à exceção dos serviços de polinização, controle biológico e produção de alimentos (anexo 3). Este resultado pode ser explicado pela ausência de coeficientes de valor para os dois primeiros serviços para as florestas (ver tabela 7). Certamente, se fossem conhecidos ou estivessem disponíveis, tais coeficientes seriam maiores do que aqueles apresentados para as áreas de uso agrícola. Quanto à produção de alimentos, este resultado está de acordo com o esperado, uma vez que se espera uma maior quantidade desse serviço em áreas agrícolas em comparação com áreas de florestas.

Interessante, notar, ainda, que a suposição acima de que todas as áreas devidas de APP e RL fossem recompostas em 2002 provoca pequena mudança na escala de relevância

dos serviços ecossistêmicos. Antes, baseado na configuração observada no uso da terra da bacia em 2002, o serviço de controle da erosão era o quinto mais relevante do ponto de vista dos valores. No cenário considerado, este serviço ultrapassa o de produção de alimentos e passa a ser o quarto mais valioso. Este resultado está de acordo com o esperado, uma vez que o processo de desprendimento e carreamento dos solos é menor em áreas mais florestadas. Os serviços de ciclagem de nutrientes e regulação da água continuam a ser os mais relevantes, sendo que o primeiro passa a ser ainda mais potencializado, apresentando um aumento de 19,7% no seu valor em relação ao cenário base (manutenção do déficit de áreas de APP e RL). Já o serviço menos relevante do ponto de vista monetário continua sendo de habitat/refúgio, o que não significa que o aumento de áreas florestadas não aumenta sua provisão (e seu valor). Este resultado se deve à ausência de informações, já que é apresentado um único coeficiente de valor para este serviço (corpos d'água).

Na simulação de que as áreas de APP e RL seriam recompostas nas áreas de usos agrícolas e também nas de pastagem (50% para cada cobertura) – anexo 4 –, os resultados encontrados são parecidos, sendo que a única diferença é a perda de valor para o serviço de regulação de gás, uma vez que o único coeficiente de valor para este serviço é apresentado para as pastagens. Em termos da relevância, mantiveram-se os resultados obtidos para o primeiro cenário.

Um último exercício feito foi analisar a relevância dos serviços ecossistêmicos na bacia do MP em termos das quatro categorias listadas no segundo capítulo, conforme a classificação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (tabela 9).

Percebe-se que os serviços de regulação e de suporte¹⁰⁵ foram os mais importantes na bacia do ponto de vista do valor gerado em ambos os anos da análise. Acompanhando a trajetória declinante, todas as categorias apresentaram queda no valor dos serviços gerados, exceção feita à categoria dos serviços de suporte.

¹⁰⁵ É útil lembrar aqui da ressalva apontada no segundo capítulo de que a valoração dos serviços de suporte deve ser vista com cautela, pois ela pode acarretar em dupla contagem, dado sua natureza “auxiliar” na geração de outros serviços. Entretanto, contornar esse possível viés demandaria um nível de informação não disponível.

Tabela 9: Valor dos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 de acordo com a classificação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (em mil US\$).

Categoria	Valor em 1988	%	Valor em 2002	%	$\Delta\%$ ^a
Serviços de Provisão	465.554,90	25,58	461.135,05	26,06	-0,95
Serviços de Regulação	763.450,58	41,95	716.476,60	40,49	-6,15
Serviços Culturais	65.868,27	3,62	65.302,76	3,69	-0,86
Serviços de Suporte	524.952,31	28,85	526.389,66	29,75	0,27
Total	1.819.826,06	100,00	1.769.304,06	100,00	-2,78

Fonte: elaborado pelo autor.

^a variação relativa entre os anos de 2002 e 1988.

Considerando a reposição das áreas de APP e RL de modo a zerar o déficit estimado no ano de 2002 (nos dois cenários simulados), o padrão continua o mesmo, com os serviços de regulação apresentando o maior valor. No entanto, percebe-se que maiores áreas de florestas potencializam os serviços de suporte, principalmente o serviço de ciclagem de nutrientes. Há, ainda, uma perda de relevância relativa nos serviços de provisão e um pequeno aumento nos valores da categoria de serviços culturais na bacia do MP caso fossem obedecidas todas as normas relativas às áreas de APP e RL.

5.4 Notas conclusivas

Este capítulo teve como um dos seus objetivos avaliar os impactos da dinâmica de uso dos solos sobre os valores dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia do MP. Como já citado, é crescente o interesse pelas bacias como áreas estratégicas para gestão ambiental, sendo sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos uma variável chave para determinar a sustentabilidade e o bem-estar da população que dependem direta e indiretamente de seus serviços.

O principal vetor de mudança no potencial de geração de serviços ecossistêmicos pelas bacias é a dinâmica de ocupação de suas terras. Todavia, análises que correlacionam a dinâmica do uso do solo e os fluxos de serviços ecossistêmicos ainda são pouco disseminadas, principalmente quando se leva em consideração as bacias hidrográficas brasileiras.

Os resultados encontrados mostram que na bacia do MP a dinâmica do uso da terra entre os anos de 1988 e 2002 teve um impacto negativo no valor total de serviços gerados.

As mudanças na configuração da cobertura das terras gerou uma perda líquida de 2,78%, sendo as pastagens e culturas anuais as categorias de uso do solo que mais contribuíram para essa redução.

Em termos individuais, os resultados encontrados permitiram identificar quais são os 5 serviços mais relevantes do ponto de vista monetário: ciclagem de nutrientes, regulação de água, matérias-primas, produção de alimentos e controle da erosão. Tomando por base as categorias de serviços, os serviços de regulação e de suporte, seguidos pelos de provisão e serviços culturais, foram as classes que apresentaram valor econômico mais significativo.

No que se refere ao conjunto dos 17 serviços ecossistêmicos considerados, houve perda de valor em 10 deles, com a maior perda registrada pelo serviço de tratamento de resíduos. Isso significa que a dinâmica do uso da terra na bacia do MP entre os anos de 1988 e 2002 gerou uma redução de valor em mais da metade dos serviços prestados.

A análise empreendida trouxe duas importantes contribuições: Em primeiro lugar, demonstrou-se os impactos sobre os serviços ecossistêmicos sob a hipótese de cumprimento da legislação ambiental. Através de estimativas do déficit de APP e RL para o ano de 2002 (110.359,93 ha ou 3,62% de toda a área da bacia), simularam-se dois cenários nos quais, respectivamente, o déficit fosse liquidado exclusivamente em áreas de uso agrícola (categorias de culturas) e em áreas agrícolas e de pastagens. Os resultados mostraram que em ambos os casos haveria ganho líquido no valor dos serviços ecossistêmicos (8,84 e 8,38% de aumento no valor em relação a 1988 para os dois cenários, respectivamente).

Em segundo lugar, mostrou-se que o valor gerado em termos de serviços ecossistêmicos por unidade de área florestada é maior que o valor gerado caso essa mesma unidade estivesse sendo usado com outros usos, como cana e/ou pastagem. Ao produtor, esse resultado não tem interesse imediato, já que ele não se apropria de todo o valor gerado pelos serviços ecossistêmicos. A comparação feita apenas comprova numericamente o fato de que a conversão de terras para florestas deve ser incentivada via política de compensação, dado o maior valor social gerado em relação ao valor privado.

Apesar da relevância da análise empreendida, é justo que se faça algumas observações sobre as limitações do método utilizado para obter as estimativas de valores dos serviços ecossistêmicos. Em primeiro lugar, vale destacar o já mencionado problema da transferência de valores. O cenário ideal para valoração de serviços ecossistêmicos é a obtenção de coeficientes específicos para o local estudado, o que nem sempre é possível devido à ausência de informações. Ademais, a prática da transferência de valores deve ser feita com parcimônia, dada as diferenças inerentes aos ecossistemas.

Em segundo lugar, as variações nos valores estimados entre os dois da análise devem ser vistas com cautela. A hipótese inicial implícita é de que as variações nos valores dos serviços ecossistêmicos refletem mudanças nos seus fluxos “físicos” gerados. Todavia, deve-se lembrar que a dinâmica das funções ecossistêmicas é não-linear e sua compreensão requer um nível profundo de conhecimento ecológico, nem sempre palatável aos economistas.

Em terceiro lugar, há que se mencionar a hipótese de coeficientes dos valores ecossistêmicos iguais para as diferentes culturas (cana-de-açúcar, culturas anuais, cafeicultura, etc.). Como se sabe, a dinâmica ecológica específica de cada classe sugere que as quantidades de serviços (e valores) sejam diferentes. Entretanto, informações tão específicas com relação à provisão de serviços ecossistêmicos ainda são extremamente escassas ou mesmo inexistentes e representam um importante desafio para pesquisas envolvendo essa temática.

Em se tratando dos coeficientes de valores dos serviços ecossistêmicos, estes também não podem ser considerados estáticos, dado que sua dinâmica deve refletir as trajetórias de escassez e abundância dos serviços. Isto é, à medida que um serviço se torna mais escasso, aproximando-se do seu nível crítico, seu preço tende a aumentar, elevando também seu valor agregado. A necessidade de se considerar simultaneamente as dinâmicas ecológica (referenciada no parágrafo anterior) e econômica sugere que um processo de valoração sem o uso de ferramentas capazes de integrá-las certamente não reflete fielmente a trajetória dos fluxos físicos de serviços ecossistêmicos e de seus valores em função das intervenções antrópicas.

Apesar das muitas suposições feitas e das ressalvas levantadas, o exercício feito acima é válido no sentido de exemplificar os efeitos da dinâmica do solo da bacia sobre os serviços prestados em uma região específica, contribuindo para subsidiar políticas de gestão em nível local e regional. Além disso, a análise empreendida tem o mérito de realçar algumas lacunas que devem ser trabalhadas para o refinamento do processo de valoração.

Dadas todas as insuficiências apontadas neste e no capítulo anterior, o próximo discute o que se considera como novas perspectivas metodológicas para a valoração dos serviços ecossistêmicos. Especificamente, considera-se que o uso das ferramentas de modelagem econômica e ecológica seja imprescindível para estimar o valor integrado das diversas variáveis em jogo (bem como espacializá-las). Tecnicamente, não é possível considerar simultaneamente múltiplas variáveis num processo de valoração sem o uso de um modelo mais amplo que integre os modelos dos diversos serviços ecossistêmicos em tela, associando-os com os vetores de mudança, como é o caso das mudanças de cobertura do solo, e com a dinâmica econômica subjacente. Os modelos utilizados também devem contribuir para a mensuração de outros valores associados aos serviços ecossistêmicos que não apenas aqueles ligados exclusivamente à sua dimensão econômica.

CAPÍTULO 6 – PERSPECTIVAS METODOLÓGICAS PARA A VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

“Radical transformations will be required to move from conceptual frameworks and theory to practical integration of ecosystem services into decision-making, in a way that is credible, replicable, scalable, and sustainable. There remain many highly nuanced scientific challenges for ecologists, economists, and other social scientists to understand how human actions affect ecosystems, the provision of ecosystem services, and the value of those services”.

Daily & Matson (2008, p.9456)

6.1 Introdução

Conforme discutido no quarto capítulo, uma avaliação geral da prática corrente da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos é de que esta não é adequada para gerar estimativas que podem ser consideradas próximas aos valores dos serviços ecossistêmicos, devido, principalmente, às razões ali apontadas. Mesmo que sejam consideradas insuficientes, a utilização de tais práticas é bastante disseminada, pois há a necessidade de obtenção de valores referenciais para tomada de decisão em situações que envolvem componentes do capital natural, como é o caso de alguns estudos revisados.

O capítulo anterior apresentou um exercício valorativo útil, no sentido de que ilustrou os efeitos negativos da dinâmica do uso do solo sobre o valor dos serviços ecossistêmicos. Além disso, ficou claro que uma valoração mais refinada exigiria a utilização de ferramentas e informações que suportassem uma avaliação integrada da dinâmica ecossistêmica desencadeada pelas mudanças na cobertura das terras.

O continuísmo na utilização das práticas correntes de valoração não se deve exclusivamente ao domínio ideológico do ferramental neoclássico, que lhe serve de subsídio teórico. Acredita-se que o principal motivo pelo qual pouco se tem avançado na ampliação e refinamento da valoração dos serviços ecossistêmicos é a insistência em se tratar o problema por uma ótica reducionista/monodisciplinar. Superar esta visão exigirá esforços no sentido de alterar a própria visão pré-analítica dos economistas, o que impõe dificuldades de diferentes ordens de magnitude.

Um dos maiores obstáculos à construção de uma plataforma de valoração efetivamente transdisciplinar está no fato de que a tradição de divisão clássica das disciplinas dificulta a integração de várias perspectivas para o tratamento dos problemas ambientais. Mesmo que seja consenso que essa integração é necessária, a tarefa de amalgamar diferentes visões é altamente desafiadora, dadas as especificidades e peculiaridades de cada uma. Ademais, os fenômenos de degradação ambiental são causados por interações entre os sistemas ecológicos e econômico, sendo estes caracterizados por uma alta complexidade. Do lado ecológico, tem-se questões sobre a irreversibilidade e resiliência dos ecossistemas; do lado econômico, as inovações, num sentido shumpeteriano, caracterizam este sistema como sendo altamente dinâmico e imprevisível.

Tendo em vista estas constatações e também os já mencionados pressupostos da valoração dos serviços ecossistêmicos, este capítulo tem por objetivo apresentar o que se considera como perspectivas metodológicas no campo da valoração dos serviços ecossistêmicos. As contribuições aqui apresentadas partem da orientação geral de que, se de um lado reconhece-se a insuficiência da utilização isolada destes métodos; de outro, admite-se que esforços no sentido de refinar e ampliar o escopo da valoração econômica devem considerar os avanços já realizados, não desprezando em sua integralidade as metodologias já utilizadas.

Baseado no espírito de que deve haver uma soma de esforços para melhorar a acuidade da valoração econômica e partindo-se do pressuposto de que a complexidade e as incertezas envolvendo os serviços ecossistêmicos exigem uma análise transversal, a contribuição apresentada passa por uma abordagem aqui chamada de dinâmico-integrada. É dinâmica porque considera a trajetória dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo em função de seus principais *drivers* de mudança (mudanças no uso do solo, por exemplo); e integrada porque não considera apenas a dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos.

Acredita-se que a abordagem dinâmico-integrada – considerada parte integrante da chamada “Economia dos Ecossistemas” – possa contribuir para contornar o reducionismo da tradição neoclássica ao considerar tanto aspectos ecológicos, sociais e econômicos. Seu

principal objetivo é fornecer uma visão mais holística dos ecossistemas e aumentar o escopo de análise da valoração dos serviços ecossistêmicos, incorporando a análise das interações entre os sistemas ecológicos e econômicos via utilização de ferramentas como a modelagem econômico-ecológica.

Uma discussão inicial é feita para apresentar as abordagens ecológica e sociocultural da valoração. Em seguida, são apresentados os fundamentos de uma abordagem dinâmico-integrada, bem como as características do modelos econômico-ecológicos, considerados como ferramentas essenciais para a operacionalização da abordagem dinâmico-integrada. Por fim, as notas conclusivas discutem as perspectivas de aplicação da valoração dinâmico-integrada, bem como suas dificuldades e possíveis limitações.

6.2 A abordagem ecológica da valoração

Esquemas valorativos baseados na abordagem ecológica reconhecem a complexidade dos ecossistemas e explicitamente consideram as interdependências biofísicas. Tal abordagem é reconhecida pelo fato de que não utiliza as preferências humanas e, em consequência, os serviços ecossistêmicos são produtos físicos e não físicos produzidos pela natureza independentemente do seu relacionamento com a espécie humana. Os “valores” ecológicos são determinados pela integridade de suas funções, bem como por parâmetros ecossistêmicos de complexidade, diversidade e raridade (Farber *et al.*, 2002). Seu ponto forte é a consideração explícita da estrutura interna dos ecossistemas, enfatizando a conectividade de diferentes entidades ecossistêmicas através da modelagem de diferentes partes dos ecossistemas.

De modo geral, pode-se dizer que cientistas naturais (biólogos, ecólogos e físicos) utilizam o termo “valor” em sentido similar ao usado por economistas, ou seja, referindo-se à magnitude da importância que determinado bem ou serviço ecossistêmico possui para um processo ecológico (ou função ecossistêmica) em particular. Neste sentido, “valores”

ecológicos buscam apreender ou mensurar as interdependências entre os complexos processos ecossistêmicos, enfatizando a importância de espécies e funções ecossistêmicas que geralmente não são detectadas por outros processos de valoração, como a disponibilidade a pagar (Costanza (1991), citado por Patterson (2002), p. 474).

Conforme Patterson (2002), “preços” ecológicos são razões que medem o “valor” de uma determinada mercadoria ecológica (a quantidade de energia solar por quilo de maçãs, por exemplo). De maneira geral, os preços ecológicos são análogos aos preços de mercado, no sentido de que estes últimos medem a quantidade de moeda por unidade física de uma determinada mercadoria (quantidade de reais por quilo de maçãs, por exemplo). A diferença está no fato de que os preços ecológicos medem valores em termos de interdependências biofísicas dos ecossistemas, enquanto que os preços de mercado são baseados mormente nas preferências dos consumidores e em outros fatores que determinam o valor de troca de uma mercadoria nos mercados convencionais.

Os antecedentes teóricos da valoração ecológica podem ser buscados na escola francesa dos Fisiocratas, no século XVIII. Para esta escola, todos os valores eram derivados da terra e a agricultura era vista como a única atividade produtiva ou capaz de produzir excedente (Coutinho, 1993; Hugon, 1995). Assim, os fisiocratas acreditavam que o valor de uma mercadoria era exclusivamente determinado pelos insumos incorporados do fator terra utilizados para produzi-la e, neste sentido, quanto maior o requerimento desse fator, maior seria o custo ecológico e, por conseguinte, mais valiosa seria a mercadoria.

Os economistas clássicos também procuraram relacionar a origem do valor com os custos de produção das mercadorias. David Ricardo foi o representante da escola clássica que mais se dedicou à chamada teoria do valor-trabalho, tentando provar que o trabalho incorporado em uma determinada mercadoria fornecia uma explicação para os preços de mercado. No entanto, Ricardo foi apenas parcialmente bem sucedido, uma vez que sua teoria do valor apenas se verificava quando todos os setores da atividade apresentavam uma relação capital-trabalho constante. Em consequência, o próprio Ricardo sugeriu que fosse

encontrado um “padrão invariável de valor” que não fosse influenciado pela distribuição de renda¹⁰⁶.

Sraffa (1960) procurou fornecer uma solução analítica para o problema ricardiano do padrão invariável do valor, ao propor um modelo insumo-produto em termos físicos. Alguns economistas ecológicos mais recentes, como England (1986), advogam o uso do modelo de Sraffa para determinar os preços ecológicos não apenas dos fluxos de insumo-produto dentro da economia, mas também os fluxos e as interconexões de insumos físicos que suportam o sistema econômico.

Embora algumas críticas possam ser endereçadas ao modelo proposto por Sraffa, como desconsideração dos fluxos físicos de matéria e energia (mesmo que os insumos e produtos sejam dados em termos físicos) e falta de conformidade com as Leis da Termodinâmica (Patterson, 1998), o fato é que a história do pensamento econômico e o surgimento de diferentes teorias do valor associadas aos custos de produção estão na origem das tentativas de precificação ecológica.

Pelo lado das ciências naturais, os esforços para a construção de uma teoria do valor ecológico foram desenvolvidos sem conexão com as tentativas realizadas no campo econômico. O chamado problema da incomensurabilidade das diferentes unidades em que as variáveis ecológicas são apresentadas levaram pesquisadores, principalmente ecólogos, a propor a teoria do valor energético (ou teoria energética do valor). Trata-se de uma teoria do valor baseada em princípios termodinâmicos e de pensamento sistêmico, na qual a energia solar é considerada como o único insumo primário básico que suporta os sistemas ecológicos e econômico (Odum, 1971; Odum & Odum, 1976). Alguns autores, como Farber *et al.* (2002), consideram que uma teoria baseada em termos de energia representa uma volta a Ricardo e Sraffa, na medida em que buscam encontrar um padrão invariável do valor.

¹⁰⁶ Dentro da linha de evolução do pensamento econômico, tem-se a substituição da ideia de trabalho como medida de valor pela ideia de utilidade, cuja formulação inicial é atribuída a Jeremy Bentham. Autores como Carl Menger (1840-1921), León Walras (1834-1910) e Willian Stanley Jevons (1835-1882) basearam-se no princípio do valor derivado da utilidade e, mais tarde, a revolução marginalista e a análise marshalliana consolidaram esta teoria como o padrão aceito dentro do paradigma neoclássico. Uma de suas premissas básicas é a ideia de utilidade marginal decrescente.

A partir de Odum (1996), a determinação dos valores ecológicos com base em análises energéticas toma a direção do que hoje é conhecida como análise emérgica (*emergy* = *embodied energy*), a qual determina o valor de todas as mercadorias (monetizáveis ou não) em termos de unidades comuns de energia solar (emergia solar) necessária para a formação/construção de determinado recurso/mercadoria (Brown & Herendeen, 1996). Trata-se de um método que procura recuperar toda a memória energética de uma mercadoria, convertendo, através de fatores de transformidade previamente calculados, todas as formas de energia utilizadas nos seu processo de formação/produção em equivalentes de energia solar¹⁰⁷.

As críticas direcionadas a teorias baseadas em valores energéticos partem, principalmente, dos economistas neoclássicos, que afirmam que há uma tentativa de desvincular o valor das preferências dos consumidores, violando o princípio básico de soberania do consumidor. Além disso, a teoria do valor em termos de energia não é um conceito apropriado para responder à questão de como as sociedades devem despender os seus recursos escassos durante o processo coevolutivo entre homem e natureza. Esta teoria também negligencia o valor de diferentes serviços ecossistêmicos de acordo com sua habilidade de sustentar e manter o sistema como um todo (Winkler, 2006).

A discussão sobre uma teoria do valor coerente com os princípios da Economia Ecológica tem sido relativamente negligenciada. Essa constatação é mais clara quando se compara, por exemplo, o número de trabalhos (teóricos ou práticos) publicados sobre valoração de serviços ecossistêmicos e sobre teorias do valor econômico-ecológicas. Trata-se de um paradoxo, visto que sem um marco bem definido sobre o valor não se pode fazer uma defesa rigorosa da prática valoração (Patterson, 1998).

Alguns autores que se dedicaram a este tema (Judson, 1989 e Amir, 1989, por exemplo) apontaram que uma teoria do valor energética pode ser considerada adequada para os princípios econômico-ecológicos. Em termos biofísicos, afirma-se que esse

¹⁰⁷ Brown & Herendeen (1996) enfatizam as similaridades e diferenças entre as análises *energética* e *emérgica*. Segundo os autores, a principal diferença existente está no fato de que a análise emérgica é definida como energia de um tipo (usualmente energia solar), enquanto que análises energéticas usam exclusivamente energia calorífica de combustíveis e não inclui energia ambiental.

esquema valorativo parece ser razoavelmente bem sucedido em operacionalizar uma teoria geral do valor (Farber *et al.*, 2002). Entretanto, apesar do intenso debate sobre a validade desse tipo análise, parece não haver consenso sobre qual seria uma teoria do valor mais adequada para a Economia Ecológica¹⁰⁸.

Como apontado por Patterson (1998), uma teoria do valor adequada aos princípios e visão pré-analítica da Economia Ecológica deve conter “bases contábeis” comuns e coerentes que a tornem válida do ponto de vista econômico-ecológico. Sendo a Economia Ecológica fundada na visão biofísica do sistema econômico – entendendo que este apresenta um funcionamento semelhante ao dos ecossistemas em termos de fluxo de matéria e energia –, segue-se que uma teoria do valor consistente deve estar fundada na análise de tais fluxos. Alguns princípios como conservação de massa e energia, sistemas abertos, existência de *feedbacks*, interdependência, etc., devem estar presentes de modo a não ferir a interpretação básica de que o sistema econômico se adere às leis da termodinâmica.

Dentre os vários trabalhos que utilizaram valores energéticos para valoração de serviços ecossistêmicos, um bom exemplo é o de Costanza *et al.* (1989). Além de utilizarem métodos convencionais (produtividade marginal, custo de viagem e valoração contingente) para a valoração dos serviços prestados pelas *wetlands* do estado americano de Louisiana (serviços de provisão, serviço de recreação e serviço de proteção de distúrbios), os autores também utilizaram uma estimativa da produção primária bruta – utilizada como índice do total de energia solar capturado por todo o ecossistema –, convertida em valores monetários através de um fator de conversão dólar-energia. As limitações das metodologias utilizadas, bem como as incertezas envolvidas foram explicitamente reconhecidas no estudo.

Os resultados mostram que as estimativas baseadas no conceito de disposição a pagar foram de US\$ 2.429 por acre¹⁰⁹, utilizando uma taxa de desconto de 8%, e de US\$

¹⁰⁸ A adequação de uma teoria do valor energético ao pensamento econômico-ecológico foi questionada por Georgescu-Roegen (1979), segundo o qual a matéria também sofre os efeitos da lei da entropia, o que indica que não apenas a energia deveria assumir papel de destaque nas análises físicas do valor.

¹⁰⁹ Valores em dólares de 1983 e 1 acre \approx 0,4047 ha.

8.977 para uma taxa de desconto de 3%¹¹⁰. Para os valores baseados na análise energética, os resultados são dados em intervalos de valores: US\$ 6.400-10.600 para uma taxa de desconto de 8% e US\$ 17.000-28.200 para uma taxa de 3%. A impressão geral é que métodos baseados em análise energética são mais propensos a gerar maiores estimativas de valor, o que não autoriza a afirmação de que tais métodos fornecem melhores resultados do que se refere a estimativas mais próximas do “real” valor dos serviços ecossistêmicos. O conflito entre métodos energéticos (e mesmo emergéticos) e tradicionais ainda continua pendente, sendo que a utilização de um ou de outro está mais em função do *background* do pesquisador que executa a valoração. O que se pode afirmar com certo grau de certeza é que economistas não deveriam negligenciar o valor ecológico, visto que ele representa o papel dos ativos naturais no funcionamento dos processos ecológicos que suportam os serviços prestados pelos ecossistemas.

A falta de uma teoria do valor única na Economia Ecológica ou a falta de consenso sobre qual deveria ser utilizada como padrão não deve ser considerada como empecilho para a busca de práticas de valoração econômico-ecológicas. Esta análise sobre o valor ecológico procurou demonstrar que necessariamente deve se levar em conta esta dimensão do valor dos serviços ecossistêmicos.

6.3 A abordagem sociocultural da valoração

Ao enfatizarem o sistema econômico ou os ecossistemas, as abordagens descritas anteriormente não consideram os aspectos normativos e éticos dos valores dos serviços ecossistêmicos. Ecossistemas e os seus serviços prestam um importante papel para a identidade cultural e moral das sociedades e estão em íntima sintonia com valores éticos,

¹¹⁰ A utilização de taxa de descontos para valoração de serviços ecossistêmicos não é consenso na literatura especializada. Clark (1973) afirma que o uso de altas taxas pode levar à super-exploração de recursos naturais, especialmente espécies com baixas taxas de crescimento. Entre os economistas ecológicos, há aqueles que defendem o uso de baixas taxas de desconto e aqueles que defendem a não utilização desse tipo de taxa. Importante mencionar que mesmo a utilização de taxas de desconto nulas (valores presentes iguais a valores futuros) ainda podem favorecer práticas que privilegiam valores presentes em detrimento de valores futuros, devido, principalmente, à limitada escala temporal da vida humana (Costanza *et al.*, 1989).

espirituais, históricos e artísticos de determinadas sociedades, o que faz com que os mesmos sejam por elas valorados, mesmo em casos em que os serviços ecossistêmicos não contribuem diretamente para o seu bem-estar material.

Segundo a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2003), tais valores dos ecossistemas estão associados à categoria dos serviços culturais, podendo ser apenas parcialmente capturados pelas técnicas da valoração econômica. Todavia, devido às dimensões de valores intrínsecos atribuídos aos ecossistemas por algumas sociedades, é impossível capturar a totalidade desses valores, sendo necessária a aplicação de outros métodos, como a avaliação participatória (*participatory assessment*) ou a valoração grupal (*group valuation*).

Segundo Wilson & Howarth (2002), a questão crucial que deve ser respondida é como os serviços ecossistêmicos deveriam ser avaliados de uma maneira tal que envolvesse considerações sobre a equidade entre diferentes grupos sociais. A resposta, segundo os autores, é o que se conhece como *discourse-based valuation*, a qual tem sua origem na convergência de argumentos derivados da economia, da psicologia social e da teoria política. Esse novo conjunto de técnicas tem por objetivo a valoração de bens públicos (serviços ecossistêmicos, inclusive) e parte do princípio de que a valoração não deveria se basear na medição de preferências individuais, mas de um processo de debate livre, aberto e democrático. A ideia básica é que pequenos grupos e *stakeholders* podem, conjuntamente, deliberar sobre os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos, os quais poderiam ser utilizados para guiar políticas ambientais.

O propósito deste tipo de valoração é alcançar um acordo sobre o que deve ser valorado pela sociedade ou em nome desta. Através da exposição mútua das preferências individuais através de debates, a ideia é que, mesmo que uma convergência inicial de valores não seja obtida, estas mesmas preferências possam mudar, através do diálogo aberto entre diferentes partes e pela avaliação de distintos julgamentos antagônicos. Em última instância, a *discourse-based valuation* pode eliciar declarações consensuais de valores que são persuasivas a todos aqueles indivíduos empenhados e comprometidos com os resultados de uma avaliação livre e bem fundamentada entre os cidadãos. Embora não

limitada a valores econômicos, acredita-se que declarações valorativas derivadas de métodos discursivos podem ser expressos em termos monetários, podendo ser usados, inclusive, para complementar os resultados obtidos com métodos tradicionais de valoração usados em análises do tipo custo-benefício. Nesse sentido, métodos discursivos podem ser considerados como fonte de valores sociais, servindo para fundamentar abordagens mais construtivas de mensuração de valores que subsidiem complexos problemas ambientais (Gregory *et al.*, 1993).

A abordagem da *discoursed-based valuation* aproxima-se da perspectiva da ética discursiva, sugerida, entre outros, por O'hara (1996). Segundo o autor, tal perspectiva, cujas origens remontam à Escola de Frankfurt, pressupõe a não aplicação de normas, mas a aceitação de um potencial discursivo, no qual haja o reconhecimento da existência de várias respostas a determinados problemas, incluindo aqueles ligados à gestão dos ecossistemas. Os serviços ecossistêmicos, enquanto bens públicos em sua maioria, compreendem uma classe de objetos inerentemente ligada a considerações éticas e normativas, o que leva ao imperativo de que sua trajetória seja conjuntamente debatida e não apenas avaliada em termos de custos e benefícios individuais. Nos casos em que a avaliação dos benefícios e dos custos envolve uma grande quantidade de incertezas, frequentemente se opta pela adoção de uma postura baseada na precaução, admitindo-se explicitamente a possibilidade de perdas irreversíveis e a falta de conhecimento dos processos ecológicos.

A despeito da importância dos procedimentos acima para a avaliação da percepção social dos valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos, a aplicação de métodos discursivos ainda não é disseminada dentro da Economia Ecológica (Wilson & Howarth, 2002). Exemplos presentes na literatura envolvem majoritariamente grupos focais, cujos objetivos frequentemente não apresentam um valor econômico explícito dos serviços ecossistêmicos, o que inviabiliza muitas vezes a comparação direta dos resultados obtidos com aqueles provenientes das técnicas tradicionais. Ao contrário, frequentemente tais estudos apenas exploram o potencial da avaliação participatória no processo de tomada de decisão com relação a problemas ambientais.

Kaplowitz & Hoehn (2001) fizeram uso de entrevistas individuais e em grupo para captar a percepção relativa aos serviços ecossistêmicos na península de Yucatan, no México. A principal conclusão foi de que a perspectiva grupal e individual sobre os serviços ecossistêmicos são significativamente distintas e que não se deve considerar avaliações em grupo e individuais como sendo substitutas, mas essencialmente complementares. Os autores mostram, ainda, que as discussões em grupo resultaram na identificação de uma maior variedade de benefícios prestados pelo ecossistema analisado, embora as entrevistas individuais apresentassem um melhor potencial para obtenção de informações.

O'hara (1996) fornece um exemplo de processo discursivo que pode ser indicador da relevância deste tipo de análise no levantamento de visões de grupos sociais sobre a problemática ambiental. Analisando o caso concreto do *Environmental Round Tables*, financiado pelo Conselho das Igrejas do estado de Nova York (EUA), o foco do estudo baseou-se na tentativa de explicitar como a experiência de cada participante influencia sua visão sobre o valor dos serviços ecossistêmicos. O resultado permitiu ao autor concluir que a ética discursiva pode contribuir para a queda na resistência às mudanças de certos hábitos danosos ao meio ambiente e desnudar quais são as barreiras à mudança. Em sua visão, essas são as principais contribuições da procedimento de discussão social sobre problemas ecológicos que afligem determinada região.

Além das considerações de ordem social, existem outros tipos de formulação que levam em consideração o ambiente institucional e não o indivíduo, contrastando diretamente com a abordagem individualista e hedonista de cunho neoclássico (Amazonas, 2009b). Nesta abordagem, os valores são derivados da institucionalização e dinâmicas sociais. Tal formulação, que pode ser considerada como “institucional”, compreende contribuições tanto da teoria institucionalista, mas também de outras correntes do pensamento econômico, como a teoria pós-keynesiana e regulacionista. Embora heterogênea e apresentando vários matizes, o ponto convergente destas ramificações é a opção metodológica de se colocar como centro analítico o espaço institucional, substituindo o individualismo reducionista neoclássico.

6.4 Uma abordagem dinâmico-integrada

Ecosistemas e seus serviços (provisão, regulação, suporte e serviços culturais) têm valor (no sentido econômico) para a sociedade na medida em que o homem, direta e indiretamente, deriva utilidade do seu uso efetivo ou potencial. Como já mencionado, o exercício valorativo correntemente praticado majoritariamente enfatiza apenas a dimensão econômica associada aos valores dos ecossistemas, tornando-se, assim, reducionista, pois desconsidera outras fontes de valores não associadas à utilidade e não se coaduna com a natureza sistêmica complexa dos ecossistemas. Em outras palavras, a abordagem utilitária considera que o objetivo maior perseguido pelos agentes econômicos está na maximização de sua utilidade individual, não considerando outros objetivos e, portanto, outros valores (Costanza *et al.*, 1998b).

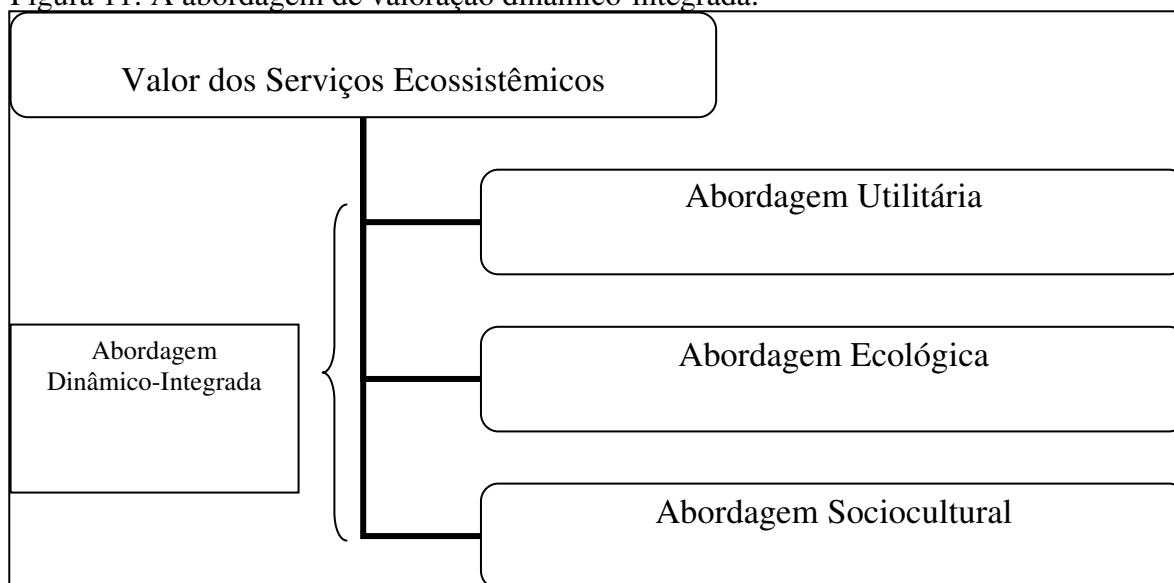
Além desta, a sociedade também associa valores ecológicos, socioculturais e intrínsecos ligados à existência de ecossistemas (MEA, 2003), discutidos anteriormente. Tais abordagens, embora menos comuns, são importantes, uma vez que tentam captar não apenas os valores instrumentais ligados aos ecossistemas, mas também procuram superar o reducionismo de se expressar os valores dos serviços ecossistêmicos baseados apenas nas preferências individuais.

Considera-se que uma abordagem dinâmico-integrada deve, em primeiro lugar, incorporar em seu escopo os valores derivados dos fluxos de serviços ecossistêmicos provenientes de suas dimensões ecológica e social. A figura 11 a seguir ilustra a abordagem dinâmico-integrada à luz das demais abordagens já discutidas. Em segundo lugar, a abordagem dinâmico-integrada deve reconhecer que os valores dos serviços ecossistêmicos são indissociáveis às suas funções físicas, químicas e biológicas dentro de um ecossistema em geral (Costanza *et al.* 1989).

Na abordagem dinâmico-integrada busca-se fugir do reducionismo inerente à visão econômica convencional. Os ecossistemas como um todo são levados em conta nos estudos de valoração, num explícito reconhecimento da interação entre meio ambiente e

performance econômica, através da avaliação dos serviços prestados pelos ecossistemas às sociedades e dos impactos que as atividades humanas têm sobre as suas condições (Vaze *et al.*, 2006). Considera-se que existem várias dimensões de valores dos serviços ecossistêmicos e que as mesmas deveriam ser levadas em conta no processo de elaboração de políticas públicas e de tomada de decisão envolvendo o uso dos ecossistemas.

Figura 11: A abordagem de valoração dinâmico-integrada.



As abordagens tradicionais para a valoração dos serviços ecossistêmicos enfatizam ou o sistema econômico ou os ecossistemas, não se preocupando com as interrelações entre os dois sistemas e com os aspectos éticos e normativos dos valores dos serviços ecossistêmicos. Além disso, tais abordagens são estáticas ou quase estáticas, não acompanhando as trajetórias dos valores dos serviços ecossistêmicos associadas à evolução das estruturas e processos ecossistêmicos em função de seus principais *drivers* de mudança (Winkler, 2006).

Diante do tratamento insuficiente de cada abordagem e o reducionismo inerente a tentativas de disciplinas isoladas em lidar com a valoração ecossistêmica (Costanza *et al.*, 1993), torna-se premente a adoção de uma abordagem que leve em conta simultaneamente

os ecossistemas, a economia e a sociedade, na qual a característica principal seja a modelagem econômico-ecológica desses três subsistemas, explicitamente considerando a dinâmica de mudanças dos valores dos serviços ecossistêmicos em função das interdependências entre as diferentes partes dos modelos e as suas diferentes escalas temporais e espaciais.

A integração das várias abordagens significa a emergência de um novo paradigma transdisciplinar de valoração, sendo este uma ferramenta operacional da “Economia dos Ecossistemas”, discutida no terceiro capítulo. Neste novo paradigma são levados em consideração os objetivos de sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica (Costanza, 2001), condizente com os princípios e com a visão pré-analítica da Economia Ecológica.

Na valoração dinâmico-integrada, as contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente) são combinadas na tentativa de construção de modelos econômico-ecológicos. O objetivo, em última instância, é proporcionar uma visão holística ao tratamento dos ecossistemas, seus serviços e sua contribuição ao bem-estar humano, bem como considerar os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômico (Robinson, 1991; Harris, 2002). Ao contrário de abordagens como a EIA (*Environment Impact Assessment*), a abordagem dinâmico-integrada trata os ecossistemas como elementos internos à análise, tornando-a mais dinâmica e permitindo conhecer os impactos de mudanças ambientais sobre os resultados das atividades humanas e os efeitos que estas últimas têm sobre futuras mudanças nos ecossistemas (efeitos de retroalimentação), propiciando uma análise integrada.

O conhecimento limitado de disciplinas individuais em abordagens integradas tem levado a simplificações, reducionismos e dificuldades em lidar com a complexidade dos sistemas ecológico e econômico. As diferentes disciplinas possuem distintas idiosincrasias e o desafio está na construção de uma linguagem comum capaz de açambarcar 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,

pode-se utilizar esquemas valorativos que superem as limitações impostas pelas abordagens econômica e ecológica, nos quais os valores dos serviços ecossistêmicos não sejam representados apenas por valores fundamentados nas preferências dos indivíduos, mas em valores baseados em um sistema valorativo comum, cujos fundamentos se assemelhem à valoração sociocultural.

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, introduzindo no debate questões sobre a escala ecológica sustentável, os riscos de perdas irreversíveis e a capacidade de resiliência dos ecossistemas.

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. 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.

Apesar das similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, diferenças no foco em distintas 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 em que economistas criticam ecólogos e demais cientistas naturais pela sua indisponibilidade 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. Estes conflitos de abordagem dificultam sobremaneira a integração das perspectivas econômica e ecológica, tornando complexa a tarefa de construir modelos que captem as interfaces entre os sistemas naturais e humano.

Apesar dos desafios existentes na junção das abordagens econômica e ecológica necessária para ampliar o escopo da valoração dos serviços ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito à complexidade associada à dinâmica inerente aos sistemas naturais e suas ligações com o sistema econômico, além de sua dificuldade em lidar com diferentes escalas temporais e espaciais, o fato é que o esforço de construção de plataformas mais amplas de valoração tem atraído cada vez a atenção da comunidade acadêmica. Isso se deve principalmente a três fatores, os quais se reforçam mutuamente: i. notável desenvolvimento de ferramentas computacionais que são capazes de simular as interações entre vários sistemas; ii. reconhecimento de que abordagens individuais de valoração são insuficientes para tratar as complexidades dos serviços ecossistêmicos, sendo também insuficientes para fundamentar políticas de gestão dos ecossistemas; e iii. esforço contínuo de integração entre várias disciplinas e ramos do conhecimento para tratar a problemática ambiental e para a compreensão da magnitude da dependência humana sobre os serviços ecossistêmicos.

Por objetivar a integração entre os sistemas ecológico e econômico, a abordagem dinâmico-integrada deve contar com o auxílio de modelos econômico-ecológicos. Isto é, enquanto paradigma mais amplo de valoração ecossistêmica, o qual parte do princípio de que a atribuição dos valores dos serviços ecossistêmicos não deve ser restrita apenas à aplicação dos métodos de valoração e nem a um esforço monodisciplinar, a abordagem dinâmico-integrada pressupõe o uso da modelagem econômico-ecológica como ferramenta operacional. O objetivo imediato da modelagem econômico-ecológica é a representação das interações entre os ecossistemas e a atividade humana, ilustrando de que maneira as intervenções antrópicas modificam os ecossistemas e como diferentes configurações ecossistêmicas contribuem para o bem-estar humano (Bockstael *et al.*, 1995).

A importância de se considerar a dinâmica subjacente aos sistemas ecológico-econômicos está no fato de que assim se pode organizar/separar variáveis de estoque e variáveis de fluxo a fim de se evitar possíveis duplas contagens no processo de valoração dos serviços ecossistêmicos (Turner *et al.*, 1998)¹¹¹.

A próxima seção tem por objetivo uma apresentação sucinta da modelagem ecossistêmica e os fundamentos dos modelos econômico-ecológicos. Apresenta-se, ainda, esforços recentes na elaboração de modelos econômico-ecológicos e sua aplicação no processo de valoração dos serviços ecossistêmicos.

6.5 A ferramenta da modelagem ecossistêmica (ecológica) e os modelos econômico-ecológicos

Independente da ótica que se utilize, seja ela experimental ou teórica, a descrição dos ecossistemas tem se mostrado um campo fértil de pesquisas (Gomes & Varriale, 2004). A característica mais marcante desse desafio é a transversalidade com que deve ser tratada a representação dos ecossistemas, visto que a complexidade dos fenômenos ecossistêmicos exige a junção de várias disciplinas. Além disso, o espectro usado para a compreensão dos ecossistemas deve ser o mais abrangente possível, dada as características mais gerais dos sistemas naturais.

Um fator distintivo das representações dos ecossistemas é a não linearidade das equações de movimento que descrevem as interações e os processos ecológicos complexos. Somado a isso, tem-se também a aleatoriedade dos fenômenos (Gomes & Varriale, 2004), o que torna ainda mais instigante a tarefa de representação ecossistêmica.

O primeiro passo para a representação dos ecossistemas é a compreensão mínima de como estes se organizam internamente e quais são suas tendências gerais de evolução e sobrevivência. Um panorama geral da teoria de ecossistemas pode ser encontrado em

¹¹¹ Turner *et al.* (1998) afirmam que um dos grandes erros da valoração correntemente praticada é a agregação de estimativas de estoque e estimativas de fluxo. Uma abordagem de valoração baseada na estrutura ecossistêmica pode ajudar a identificar corretamente os elementos de fluxo e estoque dos ecossistemas.

Jorgensen (1992), o qual apresenta os princípios gerais que regem o seu funcionamento (tabela 10). Do ponto de vista da valoração dinâmico-integrada, o conhecimento de tais princípios é de fundamental importância, uma vez que estes contribuem para a compreensão dos movimentos tendenciais dos ecossistemas. A partir daí, pode-se ter uma maior clareza dos fenômenos e reações ocorridas nas interações entre os ecossistemas e demais sistemas (como o econômico).

Para o economista, por exemplo, as leis gerais de funcionamento dos ecossistemas muitas vezes não são conhecidas, o que frequentemente dificulta ou mesmo inviabiliza o entendimento do modo como estes se comportam diante da expansão do sistema econômico. Se a abordagem dinâmico-integrada requer a integração de várias disciplinas, o mínimo que se pode exigir para a prática deste tipo de valoração é que os vários profissionais envolvidos nesse processo tomem ciência desses princípios, levando em consideração, principalmente, aqueles que dizem respeito à capacidade de reação dos ecossistemas a eventos externos, bem como as suas tendências gerais de organização interna. Essa tarefa requer, por suposto, o diálogo cooperativo entre economistas, biólogos, ecólogos e demais profissionais.

A partir dos seus princípios gerais de funcionamento, pode-se partir para a representação dos ecossistemas, a qual tem sido feita por meio da construção de modelos ecossistêmicos (ou ecológicos). De maneira mais simples, um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade (Voinov, 2008), na qual são descritas as interações que se consideram mais importantes para representar o funcionamento de um ecossistema. Com efeito, o ponto de partida fundamental para a modelagem ecossistêmica é a seleção dos seus componentes e processos ecologicamente mais relevantes sem prejuízo para a compreensão básica de sua estrutura e dinâmica (Gomes & Varriale, 2004).

Para 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 medida um modelo pode ser considerado integrado e interdisciplinar.

Tabela 10: Princípios gerais do funcionamento dos ecossistemas

(continua)

Princípio 1	A exergia (energia de alta qualidade) recebida pelos sistemas é utilizada para o maior afastamento possível em relação ao equilíbrio termodinâmico. Processos e estruturas capazes de armazenar a maior quantidade de energia serão privilegiados.
Princípio 2	A questão chave para a evolução dos sistemas é o desenvolvimento de métodos que aumentem a capacidade de armazenamento da energia biogeoquímica.
Princípio 3	Existência de grande espectro de escalas espaciais e temporais e existência de largo espectro de possíveis soluções para crescimento e sobrevivência.
Princípio 4	Largo espectro de estratégias disponíveis para crescimento e sobrevivência.
Princípio 5	Requisitos básicos para existência da vida: i. 20 a 30 elementos essenciais; ii. intervalo de temperaturas entre – 40°C e 90°C; iii. existência de água.
Princípio 6	Alto grau de simbiose ou interdependência.
Princípio 7	Alta capacidade de auto-organização e existência de <i>feedbacks</i> .
Princípio 8	Presença de conectividade equilibrada.
Princípio 9	Procura pela maior organização possível e pelo afastamento da desordem.
Princípio 10	Fluxos de matéria e energia são fruto do fluxo de exergia no sistema.
Princípio 11	Dominância dos efeitos indiretos devido à alta complexidade das interações/conexões.
Princípio 12	Os processos de seleção devem levar em conta as variáveis externas, bem como os componentes internos.
Princípio 13	Largo espectro de métodos de ação para os processos seletivos.
Princípio 14	Em regime estável, há uma capacidade de regulação de tal forma que mudanças nas variáveis externas são acompanhadas por mudanças internas para acompanhá-las ou compensá-las de maneira a reduzir o efeito perturbador externo (fator qualitativo).

Tabela 10: Princípios gerais do funcionamento dos ecossistemas

(continuação)

Princípio 15	Os ecossistemas enfrentam eventos externos produzindo mudanças internas de tal modo que a capacidade de autorregulagem é aumentada (fator quantitativo).
Princípio 16	Alta diversidade indica maior probabilidade de encontrar soluções para o crescimento e sobrevivência, mas não indica necessariamente maior estabilidade, autorregulagem ou menor desordem.
Princípio 17	Os ecossistemas procuram evitar eventos catastróficos através de sua capacidade de autorregulagem. Todavia, estes podem acontecer devido a eventos externos que reduzem a capacidade de autorregulagem. Nestas situações pode haver fenômenos de histerese.
Princípio 18	Uma brusca mudança nas condições de vida de um ecossistema podem explicar a ocorrência de eventos catastróficos.
Princípio 19	Os princípios de conservação da matéria e energia limitam o desenvolvimento dos ecossistemas.
Princípio 20	Um ecossistema procura atingir um estado estacionário, que ocorre num ponto de operação, definido pelo equilíbrio entre forças termodinâmicas e de meio ambiente.
Princípio 21	Uma vez afastado de um determinado estado, um ecossistemas jamais retorna exatamente ao mesmo ponto de operação.
Princípio 22	O estado estacionário de um ecossistema é um ponto atrator único e o mesmo ponto atrator jamais poderá ser atingido novamente.
Princípio 23	A evolução dos ecossistemas é irreversível e ocorre de maneira a formar redes complexas.
Princípio 24	Os ecossistemas (e a ecosfera) são caracterizados por um número de componentes intermediários, definidos por escalas específicas.
Princípio 25	Efeitos de “baixo para cima” e “cima para baixo” podem ter igual importância para os ecossistemas.
Princípio 26	Os ecossistemas evoluíram de tal forma que usaram as oscilações das variáveis e a heterogeneidade espacial para ganhar exergia.
Princípio 27	O desenvolvimento e evolução dos ecossistemas podem ser descritos pela produção de entropia ou destruição de exergia.

Fonte: Gomes & Varriale (2004, p.19-24), baseados em Jorgensen (1992).

A construção dos modelos necessariamente deve usar uma abordagem sistêmica ou uma abordagem que se pode chamar de *system thinking* (Von Bertalanffy, 1975). Para Voinov (2008. p. 6), “*a system is a combination of parts that interact and produce some new quality in their interaction*”. Tal definição pressupõe a existência de três características básicas dos sistemas: i. suas partes ou elementos; ii. as interações que ocorrem entre seus elementos (majoritariamente regidas por relações não lineares); iii. o resultado dessas interações.

Para ser considerado como um sistema, uma determinada realidade deve trazer simultaneamente as características apontadas acima. Se se considera a existência de interações entre partes distintas de um todo, implicitamente se considera a existência de pelo menos duas entidades presentes dentro dessa realidade, as quais devem possuir propriedades próprias e distintas do todo ao qual pertencem, o que permite sua análise separada. Por fim, a interação ou combinação das várias entidades presentes deve proporcionar uma nova configuração da realidade que se está estudando. Os modelos, em última instância, são utilizados para se entender a natureza dessa nova qualidade produzida a partir da dinâmica interna aos sistemas.

Se os modelos são representações simplificadas de determinado sistema (ou ecossistema), detalhes sobre sua estrutura e funcionamento necessariamente deverão ser omitidos/ignorados em seu processo de construção. Em função disso, os resultados/predições dos modelos provavelmente jamais coincidirão com o comportamento do mundo real, o que não invalida a utilização dessa ferramenta. Ao contrário, o uso dos modelos é essencial para o ordenamento do estudo das principais causas subjacentes aos fenômenos reais.

Independente da forma como são apresentados, a necessidade do uso dos modelos se deve à incapacidade cognitiva de se entender de imediato e simultaneamente todas as interações e variáveis que afetam um sistema complexo. Sendo assim, é necessário que se adote um mecanismo de compreensão processual, de onde se parte de estruturas analíticas simplificadas para estruturas mais completas. A função dos modelos é justamente auxiliar o cientista na organização e construção dessas estruturas analíticas mais simples que servem,

ao mesmo tempo, como instrumento para a análise da dinâmica básica de um sistema e suporte para a compreensão mais holística de uma determinada realidade.

De maneira geral, os critérios para a classificação dos modelos ecossistêmicos variam entre a forma como estes são apresentados, o modo como lidam com as dimensões temporais e espaciais, sua estrutura interna e seus propósitos. Em se tratando da forma, as principais maneiras de se apresentar um modelo ecossistêmico são a forma diagramática (modelos conceituais), cuja configuração básica é apresentação simplificada das principais interações e variáveis presentes em determinado ecossistema, e a forma matemática (formalizada), que é a representação do comportamento dos objetos presentes no modelo através de equações.

Quanto ao tratamento do tempo e espaço, os modelos ecossistêmicos podem ser dinâmicos ou estáticos, contínuos ou discretos, estocásticos ou determinísticos, espaciais ou locais. A estrutura pode defini-los como modelos empíricos (*black-box models*) e de simulação (*process-based models*). Por fim, um modelo ecossistêmico pode ser de entendimento, educativo, preditivo ou base de conhecimento (*knowledge base models*) em função dos propósitos e finalidades usados para sua construção (Voinov, 2008).

Ao construir um modelo ecossistêmico, o cientista deve, Ao construir um modelo ecossistêmico, o cientista deve, antes de qualquer coisa, ter em mente duas questões cruciais (Gomes & Varriale, 2004). Em primeiro lugar, deve-se procurar um meio pelo qual seja possível descrever as propriedades de um dado ecossistema usando-se apenas um subconjunto (mínimo) de suas relações. Em segundo lugar, a preocupação é verificar se determinado modelo escolhido (subconjunto das relações de um ecossistema) adequadamente descreve comportamentos experimentais observados.

A primeira questão diz respeito à fase de conceituação de um modelo, na qual se devem fazer distinções sobre os tipos de variáveis a serem consideradas. Estas podem se referir a perturbações externas que são conhecidas, ou eventos externos sem controle ou possibilidade de mensuração. Existem também as variáveis de estado (*state variables*) que se associam às propriedades fundamentais dos ecossistemas e podem assumir valores diferentes em função da posição do espaço e instante do tempo considerados. Além dessas,

há que se determinar as variáveis de saída e as variáveis responsáveis pela mensuração dos erros de medida, cuja natureza é essencialmente estocástica.

Durante a fase de conceituação também se deve fazer a escolha dos parâmetros adequados. No sentido estrito e matemático do termo, parâmetros são quantidades que são mantidas fixas numa versão do modelo. Em um sentido mais amplo, parâmetro se refere a qualquer variável que afeta o ecossistema em análise (Gomes & Varriale, 2004). Voinov (2008) os classifica como parâmetros de fronteira, que definem as fronteiras espaciais e temporais de um ecossistema, parâmetros constantes, que se referem aos coeficientes (estimados ou concebidos), e parâmetros externos (ou *forcing functions*), que descrevem a influência do mundo externo sobre o ecossistema.

A fase de verificação, por sua vez, consiste na calibração e validação de um modelo. Por calibração entende-se o processo de obtenção das estimativas dos parâmetros de um modelo e a verificação das respostas obtidas com os dados experimentais. A definição mais geral é dada por Voinov (2008, p. 126), para quem “*the process of adjustment of one model to match the output from another model is called calibration*”. Em última instância, são os dados do modelo que são usados para calibrar o modelo matemático subjacente, refletindo a procura pelo melhor ajuste que pode ser feito entre as respostas estimadas e observadas, variando-se os valores de parâmetros selecionados (Gomes & Varriale, 2004).

Quanto à validação, esta se refere aos testes que são feitos para verificar de que maneira se pode comparar os resultados estimados e os observados. O importante a se frisar é que a validação não deve ser restrita apenas às informações utilizadas para a calibração do modelo. Em outras palavras, deve-se verificar se a performance do modelo é satisfatória e se o modelo não representa apenas um construto empírico baseado em parâmetros calibrados (Voinov, 2008). A validação não deve ser confundida com a verificação *stricto sensu*, sendo esta destinada aos testes de consistência interna e estabilidade de um modelo.

O uso de modelos para a compreensão mínima da dinâmica dos sistemas (ou ecossistemas) não é uso exclusivo das ciências naturais. A Economia tem sido caracterizada pela utilização intensiva de modelos econômicos, como parte de um processo de crescente

formalismo¹¹². São usados como auxílio para o esclarecimento de problemas econômicos, cuja natureza é dialética. Assim, os modelos utilizados em ciência econômica devem ser vistos como analogias do raciocínio dialético dos economistas (Georgescu-Roegen, 2005).

Independente dos aspectos normativos sobre a utilização da modelagem em Economia, o fato é que esta prática tem sido bastante disseminada. No entanto, seguindo a tradição neoclássica, tais modelos não incorporam a dimensão ecológica, como que numa espécie de “fantasia”, na qual os fenômenos econômicos não têm nenhuma relação com o meio ambiente e este não representa nenhum tipo de obstáculo à obtenção dos resultados econômicos.

Assim como os modelos econômicos, modelos ecossistêmicos frequentemente não trazem considerações sobre os impactos que atividades econômicas têm sobre o meio ambiente. Essa tendência de isolacionismo em ambos os casos pode limitar os resultados dos modelos, tornando-os inadequados para tratar simultaneamente as dimensões socioeconômica e ecológica dos fenômenos reais.

É certo que alguns problemas de pesquisa não requerem o uso de uma abordagem transdisciplinar. Tais problemas podem ser tratados sob a ótica dos “modelos disciplinares”, não exigindo a integração entre duas ou mais perspectivas. É o caso, por exemplo, quando se quer conhecer qual seria a área ótima de proteção natural para garantir a conservação desejável de espécies ameaçadas. Nesta situação, modelos ecológicos podem ser usados a fim de obter os resultados almejados (Wätzold *et al.*, 2006).

Entretanto, a maioria dos casos requer a integração de modelos econômicos e ecológicos, modelando-os simultaneamente. Tal integração exige o cumprimento de três requisitos 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.

¹¹² Ver Georgescu-Roegen (2005) para uma crítica à crescente utilização de modelos matemáticos nas ciências econômicas.

Segundo Costanza & Ruth (1998), os propósitos da modelagem dos sistemas econômicos e ecológicos podem variar entre o desenvolvimento de simples modelos conceituais, os quais fornecem um entendimento geral do comportamento do sistema modelado, a aplicações realistas, cujo objetivo é avaliar diferentes propostas de política. Os três critérios necessários para avaliar a eficiência dos modelos são suas características de realismo (simulação de um sistema de uma maneira qualitativamente realística), precisão (simulação de um sistema de uma maneira quantitativamente precisa) e generalidade (representação de um amplo intervalo de comportamentos sistêmicos com o mesmo modelo). Nenhum modelo poderá maximizar simultaneamente as três características, e a escolha de qual atributo será realçado dependerá dos propósitos fundamentais para o qual o modelo está sendo construído.

Wätzold *et al.* (2006) descrevem algumas situações nas quais a integração de modelos econômicos e ecológicos pode fornecer resultados mais eficientes e produtivos do ponto de vista econômico e ecológico. Segundo o autor, em alguns casos é possível uma redução de custos (que pode ser de até 80% segundo alguns estudos) devido à integração de custos econômicos (preço da terra, por exemplo) ao processo de seleção ótima de reservas ambientais. Em outras situações, a incorporação de funções de benefícios em termos de conservação da biodiversidade pode resultar em recomendações qualitativamente distintas daquelas obtidas por modelos puramente econômicos de diferenciação espacial de instrumentos de política ambiental. Outros casos apontam, ainda, que a consideração dos valores atribuídos pela sociedade a espécies ameaçadas provoca mudanças substanciais em termos de estratégias de conservação.

Há outras situações em que a aplicação da ferramenta de modelagem econômico-ecológica pode servir para iluminar estratégias de gestão de sistemas ameaçados ou de grande relevância ecológica. Costanza *et al.* (2002), por exemplo, aplicaram um modelo econômico-ecológico para a bacia hidrográfica do Rio Patuxent, no estado americano de Maryland. Os autores partiram do princípio de que a gestão de ecossistemas de larga escala, como as bacias hidrográficas, necessita de informações integradas sobre os impactos econômicos da atividade econômica sobre sua dinâmica ecológica, considerando várias

escalas temporais e espaciais. O modelo utilizado (*Patuxent Landscape Model – PLM*) tem como função servir como ferramenta de análise sistemática das interações entre a dinâmica física e biológica da bacia, condicionadas ao comportamento socioeconômico da região.

Além de sua parte ecológica, que modela a dinâmica do crescimento das plantas, o fluxo da água e decomposição de matéria orgânica, o modelo econômico-ecológico usado por Costanza *et al.* (2002) continha um modelo econômico associado, cuja função era simular a dinâmica de uso do solo na bacia, construído para captar os *feedbacks* entre os sistemas ecológicos e econômicos. Foram construídos 18 cenários em que os autores simulam os efeitos que os padrões de expansão econômica em termos de configuração do uso da terra da bacia têm sobre as dinâmicas ecológicas contempladas. Após sua calibração, o modelo apresentou um comportamento estável, o que permite que o mesmo seja adotado para análise de políticas sobre várias condições ambientais.

Particularmente, modelos econômico-ecológicos são essenciais para o planejamento do uso da terra. Nestes casos, deve-se levar em consideração os *trade-offs* envolvidos entre rendimentos econômicos e provisão de serviços ecossistêmicos. A escolha de um determinado uso da terra pode maximizar os retornos econômicos no curto-prazo, mas podem degradar um serviço ecossistêmico que no futuro pode servir para a própria sustentabilidade do uso da terra escolhido. Por outro lado, estratégias de conservação desconectadas com informações econômicas podem não encontrar aderência por parte dos principais agentes da conservação.

Outro exemplo em que a integração de modelos ecológicos e ecossistêmicos é desejável está na elaboração de zoneamentos ecológicos em áreas que apresentam um alto custo de oportunidade da terra. Este é o caso, por exemplo, dos desafios enfrentados pelas autoridades ambientais do estado de São Paulo, onde se encontram cerca de 18% de todos os remanescentes da Mata Atlântica no Brasil. Uma estratégia de conservação desses remanescentes deve levar em conta não apenas as prioridades de conservação da diversidade ecológica, baseadas, principalmente, em atributos de relevância ecológica, mas também incorporar dados econômicos, uma vez que o sucesso das políticas de conservação

está diretamente relacionado a um adequado equilíbrio entre as variáveis ecológicas e econômicas.

Tal é caso do estudo feito por Quaas *et al.* (2004), que estudaram os impactos em termos de sustentabilidade ecológica de diversas estratégias adotadas por produtores em áreas de pastagem localizadas em zonas semi-áridas¹¹³. Os resultados apontam que sob uma estratégia de aversão ao risco, produtores podem obter uma baixa variabilidade de sua renda e na quantidade de gramíneas. Por outro lado, um comportamento mais agressivo por parte do produtor pode levar à maximização de sua renda, mas ao mesmo tempo pode conduzir a uma rápida deterioração do recurso natural, comprometendo a própria sustentabilidade futura da atividade.

Em se tratando da valoração dos serviços ecossistêmicos, é clara a necessidade de interação entre modelos ecossistêmicos e modelos econômicos. Os primeiros são úteis para descrever a dinâmica dos fluxos de serviços ecossistêmicos, enquanto que os últimos são necessários para representar o modo pelo qual o sistema econômico utiliza os serviços ecossistêmicos, impacta sua base de geração, alterando os seus fluxos e, em última instância, seus valores, uma vez que estes estão relacionados com sua abundância/escassez e nível crítico. Em suas interações e *feedbacks*, os valores dos serviços ecossistêmicos são dinâmicos, refletindo sua maior abundância ou escassez em função da trajetória de sua degradação ou recuperação. A própria evolução dos valores dos serviços ecossistêmicos pode indicar a existência de processos de degradação que não seriam identificados em um modelo puramente econômico. Adicionalmente, a consideração das interações ecológicas pode revelar que a degradação de determinada função ecossistêmica leva à deterioração de vários serviços ecossistêmicos que dela dependem.

Além da vantagem de se considerar não apenas um único, mas um *bundle* de serviços ecossistêmicos, a ferramenta da modelagem econômico-ecológica permite a elaboração de cenários, considerada essencial para a formulação de políticas e para a apreciação de resultados econômicos e ecológicos em função de vários tipos de estratégias adotadas. Uma vez apresentados os resultados dos cenários simulados, *experts* e sociedade

¹¹³ Os autores aplicaram seu modelo econômico-ecológico para a região agrícola de Namis, na Namíbia.

civil podem conjuntamente decidir sobre aquela que melhor se adequa a critérios ecológicos, econômicos e sociais.

Apesar de suas vantagens, a disseminação dos modelos econômico-ecológicos requer a superação de alguns desafios. Em primeiro lugar, estão aqueles inerentes à própria resistência de pesquisadores em adotarem posturas transdisciplinares. Em segundo lugar, além do diálogo entre a economia e ecologia (e outras ciências naturais), a elaboração de modelos econômico-ecológicos exige que os profissionais dessas áreas cheguem a um consenso sobre as várias abordagens adotadas, sobre os procedimentos básicos de especificação dos modelos e escolha das escalas espaciais e temporais adequadas.

6.6 A aplicação de modelos econômico-ecológicos à valoração de serviços ecossistêmicos: possibilidade e limitações

A utilização de modelos econômico-ecológicos para tratar das questões relativas aos ecossistemas e seus serviços ainda tem sido bastante restrita. Tem-se observado, porém, que muitos esforços estão sendo direcionados para esta área, visto que o interesse pela temática dos serviços ecossistêmicos vem aumentando recentemente.

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 Metamodel of the Biosphere* (GUMBO) para estimar o valor global dos serviços ecossistêmicos, cujo total mostrou ser 4,5 vezes maior que o Produto Bruto Global para o ano de 2000. A ferramenta desenvolvida tem por objetivo modelar as complexas e dinâmicas ligações entre os sistemas social, econômico e biofísico em escala global, focando nos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano.

O modelo GUMBO tem sido apontado como um modelo único em escala global, uma vez que os serviços ecossistêmicos são o seu foco principal. Sua estrutura foi construída de modo que mudanças nos seus fluxos afetem explicitamente a produção econômica e o bem-estar social. Isso permite com que o modelo calcule dinamicamente

mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos baseados em sua contribuição marginal relativa a outros insumos utilizados nas funções de produção e bem-estar. Ambas mudanças ecológicas e socioeconômicas são endógenas ao modelo, enfatizando suas interações e *feedbacks*, diferenciando-o dos demais modelos que limitam mudanças ecológicas e/ou econômicas a cenários exogenamente determinados. Além disso, o modelo inclui os quatro tipos de capital (natural, social, humano e manufaturado) como variáveis de estado e fatores de produção, separando-os entre fatores materiais e fatores de transformação (causa material e causa eficiente, respectivamente), permitindo limitada substituição marginal entre os fatores de produção (Boumans *et al.*, 2002).

Os serviços ecossistêmicos são classificados em sete categorias principais (regulação de gás, regulação de clima, regulação de distúrbios, formação de solo, ciclagem de nutrientes, tratamento de resíduos e serviços culturais e recreacionais), e os seus valores, como já salientado, são calculados com base na sua contribuição marginal relativa a outros insumos nas funções de produção e bem-estar. O modelo é considerado uma síntese e uma simplificação em um nível intermediário de complexidade de modelos dinâmicos globais já existentes nos ramos das ciências sociais e naturais. É composto por cinco módulos distintos ou “esferas” (atmosfera, litosfera, hidrosfera, biosfera e antroposfera), as quais são ligadas a onze biomas, que juntos compreendem a totalidade da superfície terrestre. Cada módulo é alimentado por dados globais e específicos. Os primeiros compreendem a temperatura média, a concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, o nível do mar, população do ecossistema analisado, oferta de alimentos, reservas florestais, produção de minérios e uso da terra, dentre outros.

Os cenários criados na simulação feita incluem um cenário base, o qual utiliza os melhores valores encontrados para os parâmetros do modelo e quatro cenários alternativos. Estes últimos são o resultado de variações relativas às hipóteses feitas sobre os principais parâmetros do modelo, cotejando cenários tecnologicamente otimistas e céticos com considerações de diferentes tipos de investimentos nos quatro tipos de capital. Os resultados mostraram que políticas de investimento tecnologicamente céticas têm uma maior probabilidade de obtenção de altos e sustentáveis níveis de bem-estar *per capita*. Isso

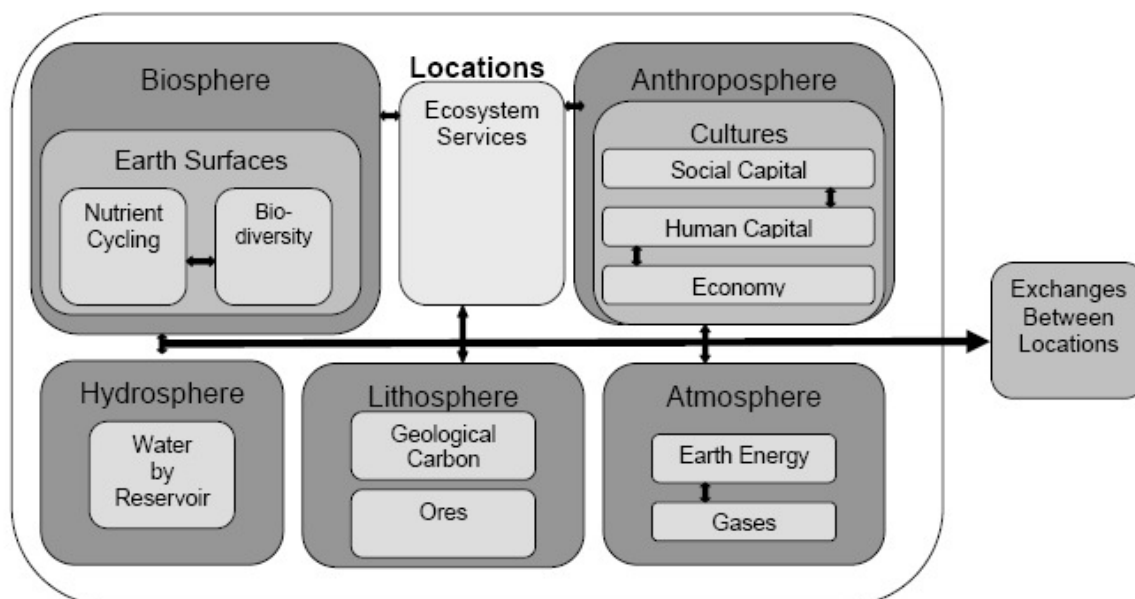
significa aumento relativo nas taxas de investimento em conhecimento, capital social e natural, e uma redução relativa nas taxas de consumo e investimento em capital manufaturado¹¹⁴.

A importância do modelo GUMBO reside no fato de que ele está na base de esforços recentes para construção de modelos econômico-ecológicos para a avaliação de serviços ecossistêmicos. Um dos desdobramentos do GUMBO é o *Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services* (MIMES), desenvolvido pelos mesmos criadores de seu antecessor. O modelo MIMES, cuja estrutura conceitual pode ser vista na figura 12, tem por objetivo reunir um conjunto de modelos computacionais que visam à integração do entendimento sobre as funções e serviços ecossistêmicos e suas interações com o bem-estar humano, em um intervalo de diferentes escalas espaciais. Além disso, o projeto que deu origem ao MIMES também visa ao desenvolvimento e aplicação de novas técnicas de valoração adaptados aos serviços ecossistêmicos, integrando-as aos trabalhos de modelagem (Boumans & Costanza, 2007).

A estrutura do MIMES segue a estrutura original do GUMBO, sendo composto pelas cinco esferas e também incluindo o capital natural, humano, social e manufaturado. O avanço em relação à sua versão anterior está na construção do conceito de “locações” que dá a dinâmica espacial não presente no GUMBO. Os serviços ecossistêmicos estão na interface entre as esferas do capital natural e a antroposfera, onde são avaliados de acordo com sua contribuição para a produção econômica e para o bem-estar humano. A estrutura MIMES pode ser usada para representar um modelo espacialmente explícito (múltiplas “locações”), onde as trocas existentes entre as locações podem ser codificadas para representar não apenas os fluxos de água, ar e indivíduos, mas também a difusão de espécies (Boumans & Costanza, 2007).

¹¹⁴ Baseado na estrutura do GUMBO, Portela (2004) criou o modelo RUMBA (*Regional Unified Metamodel of the Brazilian Amazon*), cujo objetivo foi o de simular a provisão de serviços ecossistêmicos da floresta Amazônica brasileira sob diversos cenários, considerando sua contribuição para o bem-estar humano. Foram construídos dois cenários referentes à exploração dos recursos naturais e dois cenários com estratégias de conservação. O cenário *business as usual* foi aquele que obteve o melhor ajuste, apontando para uma tendência crescente de degradação dos serviços ecossistêmicos (declínio geral de 70% na provisão de serviços ecossistêmicos pela floresta, sendo que os serviços culturais declinam mais de 90%).

Figura 12: Estrutura conceitual geral do modelo MIMES



Fonte: Boumans & Costanza (2007, p. 105).

A diferença mais visível entre o modelo GUMBO e MIMES está na utilização de plataformas de *software* diferentes. Enquanto o primeiro utilizava o STELLA, o último utiliza a plataforma SIMILE¹¹⁵. O objetivo desta mudança foi o de melhorar a apresentação diagramática dos modelos e tornar mais claras as interações entre os diversos subsistemas analisados, além do que este último permite a entrada de dados do sistema de informação geográfica (SIG). Pode-se optar, ainda, por trabalhar com modelos baseados em *cell grid* ou baseados em polígonos, sendo que estes últimos podem ou não coincidir com limites geopolíticos (como municípios dentro de uma bacia hidrográfica, por exemplo).

Diferentemente de seu predecessor, o modelo MIMES é espacialmente explícito e *scalabe*. Cada “locação” contém uma porcentagem da superfície terrestre em termos de biomas e tipos de ecossistemas. As áreas relativas de cada bioma podem mudar em resposta a vários *drivers*, como crescimento populacional, crescimento econômico, mudanças na temperatura e precipitação, além de outras variáveis relevantes à área de estudo.

¹¹⁵Ver <http://www.simulistics.com/> para maiores detalhes sobre o SIMILE.

A característica multiescalar do modelo MIMES representa um grande avanço para os modelos econômico-ecológicos, uma vez que vários usuários poderão utilizá-lo em variadas escalas (escala global, para todo o ecossistema terrestre, ou para escalas regionais, como em bacias hidrográficas) utilizando uma mesma estrutura multi-locacional. Isso demonstra uma grande flexibilidade da ferramenta, que pode ser usada não apenas para determinar a dinâmica global dos serviços ecossistêmicos, mas também para auxiliar o processo de valoração (e também avaliação) dos serviços ecossistêmicos em escala local e regional.

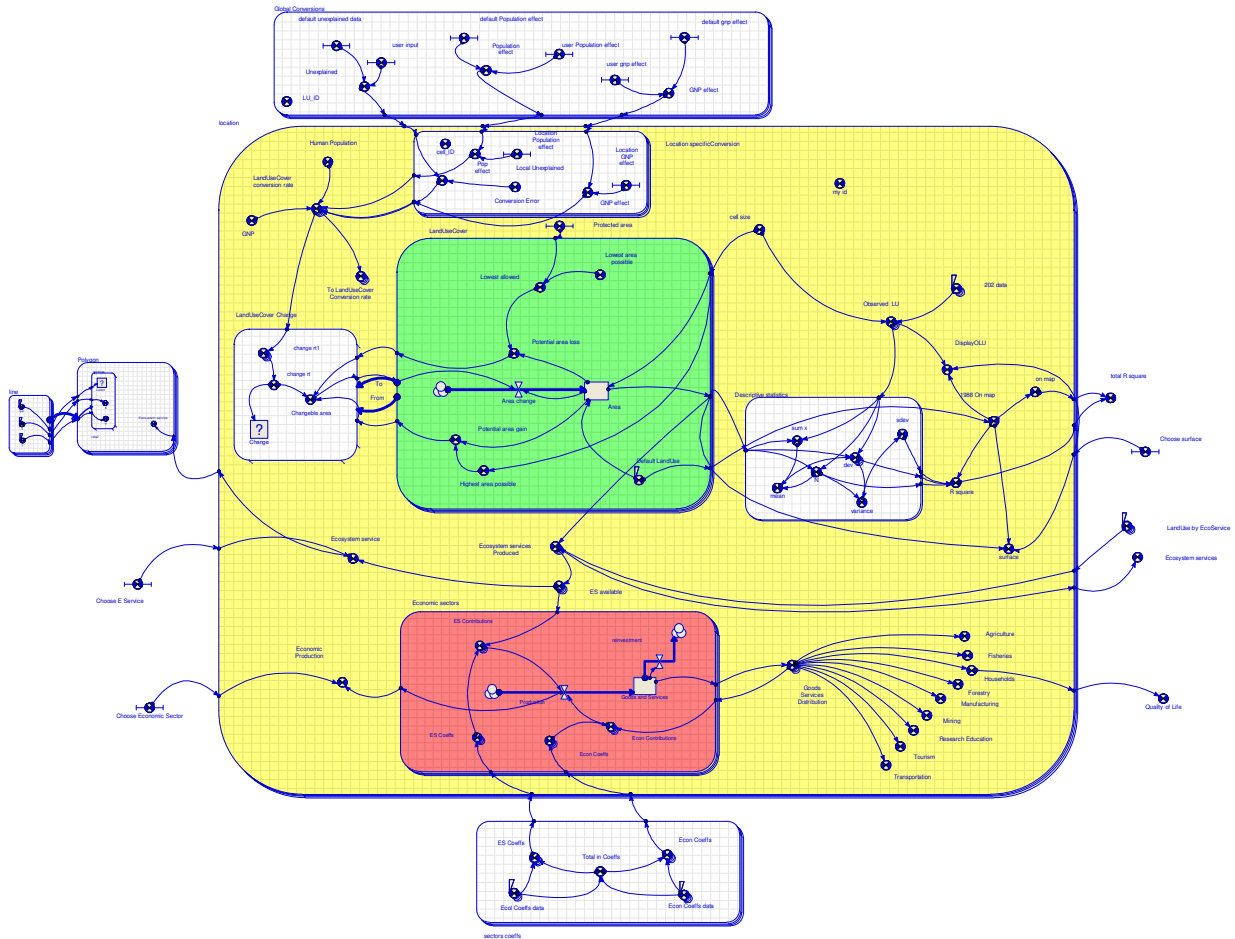
Até o momento, a principal limitação de aplicação do modelo MIMES está no grande volume de informações necessárias e o grande esforço computacional requerido para rodar todos os seus componentes simultaneamente. Todavia, outra flexibilidade oferecida é a possibilidade de se analisar separadamente diferentes componentes de todo modelo.

Dentre os seus submodelos, o componente de mudanças do uso do solo (*Land Use Change Model* – figura 13), localizado dentro da biosfera, permite conhecer as trajetórias de vários serviços ecossistêmicos ao longo de mudanças nos usos do solo (agricultura, florestas, pastagens, usos antrópicos, etc.) e a dinâmica dos valores dos serviços ecossistêmicos, bem como os impactos que alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos têm sobre a produção econômica e o bem-estar humano (efeitos de *feedback*). Em última instância, este submodelo apontará para a trajetória de escassez dos serviços ecossistêmicos em diferente cenários, auxiliando no planejamento da dinâmica de mudança na cobertura dos ecossistemas terrestres.

O *Land Use Change Model* é composto por outros 10 submodelos com funções diferentes. O maior deles (cor amarela na figura) é denominado “*Location*” e tem por finalidade descrever a dinâmica de uso dos solos a partir de conversores locais e globais que determinam a taxa de mudança do uso dos solos. Por conversores externos entende-se os efeitos do crescimento da população e do PIB do país onde está localizada a região em análise. Já os conversores locais, além de incluírem efeitos populacionais e da dinâmica econômica em nível local, podem incluir também informações sobre a demanda, oferta e

preço dos produtos transacionados, como reflexo da dinâmica do mercado local para determinar a dinâmica de uso do solo em determinada região.

Figura 13 – *Land Use Change Model* (Componente do MIMES)



Ainda dentro do submodelo “Location”, o qual representa a mesma modelagem para as diversas células (ou polígonos) da região, tem-se um submodelo destinado a calcular as estatísticas descritivas das séries de variáveis analisadas, além de outro especificamente destinado a descrever a configuração inicial dos diferentes usos do solo em determinada região. Este último contém uma variável de estado (*state variable*) “Area”, um fluxo de entrada denominado “Area Change” e variáveis que limitam as possibilidades

de troca de uso. Estas últimas são importantes porque permitem ao usuário impor restrições sobre determinados tipos de uso, como área mínima ou área máxima para cada classe. Um exemplo poderia ser o caso de Áreas de Proteção Permanente (APP), para as quais se pode determinar impossibilidade de redução de área. O mesmo também poderia ser feito em situações de averbação de Reserva Legal (RL).

As variáveis que controlam ou limitam a dinâmica do uso do solo podem ser administradas para simular os diferentes impactos de estratégias de conservação sobre a produção de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, pode-se simular o impacto resultante de toda a averbação de Reserva Legal devida e comparar estes resultados com cenários em que o poder de *enforcement* das autoridades locais é reduzido. Da mesma forma, pode-se simular o impacto que o aumento de APP teria sobre a provisão dos serviços ecossistêmicos e, ao mesmo tempo, sobre a produção agrícola.

Ao usuário é permitida a escolha das quantidades de tipos de uso do solo e de serviços ecossistêmicos com as quais se quer trabalhar. A partir de coeficientes que medem a quantidade de serviço ecossistêmico ofertada por tipo de uso do solo, e das próprias mudanças de cobertura do solo (determinadas pelos conversores globais e locais), tem-se os resultados finais para a quantidade total de serviços ecossistêmicos produzida (no agregado e por tipo de uso do solo) após um período de simulação. Essa variável (“*Ecosystem Services Produced*”) é lançada no submodelo econômico (“*Economic Sectors*”), que tem por finalidade simular a quantidade de bens e serviços econômicos produzidos (aqui também permitido a escolha do número de setores econômicos a ser contemplado).

As contribuições dos serviços ecossistêmicos para o setor econômico podem ser consideradas estimativas dos valores dos serviços ecossistêmicos, os quais entram no modelo na forma de coeficientes (“*ES Contributions*”). Os resultados em termos de produção econômica são novamente lançados no setor econômico, dado que este último considera a interdependência entre os setores. A maior abundância ou escassez dos serviços ecossistêmicos, resultante da dinâmica da cobertura do solo, pode levar a variações na

função de produção dos bens e serviços econômicos de determinado setor, propagando-se este efeito para os demais.

É interessante notar que, em última instância, os resultados em termos de produção econômica impactarão a taxa de crescimento econômico local, que é um dos parâmetros que determina as taxas de mudanças no solo. Portanto, o modelo permite capturar *feedbacks* entre a dinâmica ecológica e a dinâmica econômica.

Percebe-se que, além das informações relativas à cobertura do solo de determinada região, o modelo exige, principalmente, três classes de coeficientes, muitas vezes de difícil mensuração. Primeiro, são necessários dados sobre a oferta de serviços ecossistêmicos por tipo de uso do solo. Em função dos tipos de uso do solo e serviços considerados, tal informação na maioria das vezes é inexistente.

Segundo, informações sobre a contribuição dos serviços ecossistêmicos para com os setores econômicos. É certo que, a depender das classes de uso e setores econômicos selecionados, essa contribuição pode ser nula. No entanto, em alguns setores econômicos (o setor agrícola) é evidente que os serviços ecossistêmicos contribuem para o processo de produção. O problema é que a mensuração dessas contribuições não é trivial, exigindo o uso de informações ainda não disponíveis ou a adoção de hipóteses muitas vezes irrealísticas¹¹⁶. Terceiro, são necessários coeficientes que medem a interdependência setorial, os quais podem não estar disponíveis na escala desejada.

O componente *Land Use* pode ser uma ferramenta importante em termos de gestão de ecossistemas regionais. No estado de São Paulo, por exemplo, o Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas, executado pela Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI)¹¹⁷, pode se beneficiar de ferramentas como essa, pois seus resultados indicam os *trade-offs* existentes entre expansão agrícola e degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos, considerando que o estado possui uma das agriculturas mais dinâmicas do país.

¹¹⁶ No fundo, trata-se de calcular as funções dose-resposta dos serviços ecossistêmicos e diversas atividades econômicas.

¹¹⁷ De acordo com o *website* da CATI, este programa abrange 966 microbacias, totalizando uma área de cerca de 4 milhões de ha e compreendendo 514 municípios paulistas. Cerca de R\$ 173,46 milhões já foram investidos e o universo de beneficiados é de aproximadamente 70 mil produtores.

Outros programas em que se poderia fazer uso de ferramentas como o *Land Use Change Model* são o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares, do governo de São Paulo, e o Programa BIOTA/FAPESP (Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade no Estado de São Paulo). No primeiro caso, poderão ser identificados os ganhos em termos de serviços ecossistêmicos da recuperação de matas ciliares. No segundo, o modelo pode servir de referência para a elaboração de estratégias de conservação da biodiversidade, tendo-se em vista critérios econômicos, como o custo de oportunidade da conservação.

A característica de bens públicos dos serviços ecossistêmicos faz com que não haja incentivos para produtores locais preservarem o capital natural de suas propriedades, pois os benefícios gerados transcendem a ótica do produtor. Ao indicar de forma clara que a degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos gera uma perda de bem-estar para o conjunto da população de uma bacia hidrográfica, ou, ao contrário, que ações no sentido de preservar o capital natural da região geram um aumento de bem-estar conjunto, os resultados de um modelo como o de *Land Use Change Model* podem gerar incentivos para a preservação que de outra maneira não seriam criados espontaneamente.

No caso das bacias hidrográficas, os resultados obtidos pela aplicação de um modelo econômico-ecológico deste tipo podem ser amplamente discutidos nos Comitês de Bacias Hidrográficas, num processo de discussão e reconhecimento da importância de incorporar a visão de diferentes *stakeholders* não apenas no processo de análise dos resultados, mas no próprio processo de obtenção de informações e construção dos cenários. Essa concatenação de interesses está dentro de uma nova estratégia de resolução de problemas ambientais, seguindo as tendências do que se pode chamar de pós-normalidade (Porto, 1997).

6.7 Notas conclusivas

Um dos principais problemas da prática corrente da valoração dos serviços ecossistêmicos é o seu reducionismo, no sentido de que se por um lado nem todas as

dimensões dos valores dos serviços ecossistêmicos são captadas, de outro, as relações entre os sistemas ecológico e econômico não são incorporadas nas análises.

O primeiro problema advém do fato de que a valoração ecossistêmica comumente utilizada privilegia apenas aspectos econômicos, sem considerar os valores ecológicos e valores sociais. Como visto, tais valores são importantes, dado que os elementos estruturais dos ecossistemas desempenham funções específicas dentro dos sistemas naturais (valor ecológico) e também representam uma contribuição importante para a identidade cultural das populações que dependem diretamente dos ecossistemas (valor sociocultural). Assim, uma valoração mais ampla e holística deve considerar todas esses componentes dos valores dos serviços ecossistêmicos.

Com relação ao segundo ponto, é de fundamental importância que se considere a dinâmica ecossistêmica e os seus desdobramentos na esfera econômica. Da mesma forma, é imprescindível o esforço de se compreender de que forma se dão os impactos das atividades antrópicas sobre o funcionamento dos processos ecológicos e sua capacidade de prover os serviços ecossistêmicos. O caráter reducionista da valoração apenas será parcialmente superado quando se considerar simultaneamente os sistemas ecológicos e econômicos e suas interfaces.

Baseado nisso, esse capítulo teve como objetivo propor uma abordagem de valoração mais ampla – chamada de valoração dinâmico-integrada – na qual as considerações acima são explicitamente incorporadas. Não se trata de desenvolver novos métodos, mas sim de ampliar o processo de valoração, considerando que este não deve ser apenas restrito à aplicação dos métodos e reconhecer que o uso da modelagem econômico-ecológica é uma condição *sine qua non* para se realizar um processo de valoração que explicita a dinâmica ecológica e suas interfaces com o sistema econômico.

A valoração dinâmico-integrada visa integrar a valoração *stricto sensu* à análise mais geral da dinâmica ecológico-econômica dos serviços ecossistêmicos. Pode ser considerada como um paradigma distinto de valoração, uma vez que tem como objetivo não apenas a eficiência econômica e a alocação de recursos ambientais escassos, mas também a sustentabilidade ecológica e social.

A principal ferramenta operacional da valoração dinâmico-integrada é a utilização de modelos econômico-ecológicos. Como visto, o campo de aplicação deste tipo de modelagem é amplo e pode oferecer resultados mais realísticos para a preservação e gestão dos serviços ecossistêmicos. Suas principais vantagens estão na possibilidade de elaboração de cenários e no tratamento dinâmico da trajetória dos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Um dos requisitos básicos da valoração dinâmico-integrada é a construção de um consenso sobre a necessidade de ter uma abordagem verdadeiramente transdisciplinar para lidar com a complexidade dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano. A partir desse consenso, pesquisadores de várias áreas do conhecimento podem unir esforços para tentar buscar soluções para enfrentar o problema da degradação do capital natural, tendo como premissa básica e comum de que o verdadeiro desenvolvimento sustentável apenas será alcançado a partir do momento que se reconhecer que a vida humana e as atividades econômicas são dependentes do capital natural.

O próximo capítulo objetiva ilustrar na prática um dos aspectos da valoração dinâmico-integrada. Pretende-se mostrar ali a essencialidade da ferramenta da modelagem para a valoração dos serviços ecossistêmicos. Até então, a corrente prática da valoração não é capaz de realizar uma avaliação integrada de todas a dinâmica ecológica, o que pressupõe o uso de recursos que permitem ao executar uma visão mais ampla dos processos ecossistêmicos e seus impactos na oferta de serviços ecossistêmicos.

CAPÍTULO 7 – A VALORAÇÃO DOS IMPACTOS DA EROSÃO DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: UMA ILUSTRAÇÃO PRELIMINAR DO POTENCIAL DA MODELAGEM

“Ecosystems provide a wide range of services. Because of the complex ecological processes that interact to produce these services, it is often difficult – and possibly misleading – to isolate and value just one ecosystem service without simultaneously considering other services.”

Barbier & Heal (2006, p.4)

O capítulo anterior tratou de discutir possibilidades metodológicas para a ampliação do processo de valoração de forma a torná-la mais completa no sentido de avaliar simultaneamente a trajetória ecológica dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Além disso, apresentou-se uma discussão sobre a necessidade de se considerar outras dimensões de valores dos serviços ecossistêmicos.

De forma a dar maior concretude e embasamento à proposta da valoração dinâmico-integrada, este capítulo tem como objetivo ilustrar preliminarmente a utilização da modelagem para fins de valoração dos serviços ecossistêmicos. Este tipo de ferramenta é necessário dado o grande número de variáveis que atuam simultaneamente nos processos ecológicos que geram os serviços ecossistêmicos. Inicialmente, o exercício feito seguiu a prática corrente da valoração. Aplicou-se um método amplamente utilizado – o custo de reposição de nutrientes – o qual consegue captar apenas o valor do serviço de fertilidade natural, representado pelo custo de se repor os nutrientes perdidos com a erosão por meio de fertilizantes disponíveis no mercado. Entretanto, embora válida como estimativa do valor do serviço ecossistêmico em questão, deve-se ter em mente que esta não representa a totalidade do valor dos serviços ecossistêmicos ameaçados pela erosão.

Como será visto, são vários os serviços ecossistêmicos fornecidos por um solo em condições ecológicas ideais – capacidade de estocagem de água, mobilização de nutrientes, produção de metabolitos fitossanitários, estruturação adequada ao enraizamento e absorção de nutrientes pela planta. A consideração em si destas variáveis ecossistêmicas, cada uma com parâmetros de sustentabilidade específicos, não é factível sem uma ferramenta de

modelagem. Além disso, o tratamento de cada uma delas exige também ferramentas de modelagem de modo a se ter em conta as variações espaciais do fluxo de determinado serviço ecossistêmico, considerando-se a heterogeneidade dos ecossistemas. Mesmo ao se considerar individualmente um serviço, a modelagem é necessária para a simulação dos impactos recebidos sob diferentes hipóteses quanto ao comportamento dos principais vetores de mudança.

Para fins de demonstração do potencial da modelagem, foi utilizado como exemplo ilustrativo o serviço de capacidade de estocagem de água prestado pelos solos do município de Araras-SP. Antes de apresentar a modelagem ilustrativa para o citado serviço ecossistêmico, as duas seções seguintes descrevem sucintamente os serviços ecossistêmicos prestados pelos solos e os impactos causados pela erosão.

7.1. Solos e serviços ecossistêmicos

De maneira genérica, os solos podem ser considerados como o revestimento da superfície emersa da Terra, localizado entre a litosfera e atmosfera, sendo constituído por um *mix* de sólidos (material orgânico e inorgânico), gases e líquidos. É um recurso natural não renovável essencial para o suporte à vida através da ciclagem de nutrientes, carbono e oxigênio. Pode ser definido, também, como a coleção de corpos naturais ocorrendo na superfície da Terra, contendo matéria viva e suportando ou sendo capaz de suportar plantas (Bertoni & Lombardi Neto, 1999).

De acordo com a *expertise* de vários pesquisadores, há diferentes óticas sobre o solo e sua importância. Numa visão puramente economicista e reducionista, os solos têm sido vistos como depósitos de nutrientes que suportam o crescimento das plantas, podendo ter sua fertilidade natural substituída pela fertilização industrial¹¹⁸.

Além de ser o substrato físico básico para maior parte das atividades humanas, a maioria dos processos ecossistêmicos em sistemas naturais e antropizados tem o solo como centro regulador crítico e dinâmico (Barrios, 2007). Deve ser visto, portanto, como um

¹¹⁸ Esta ideia de possibilidade de substituição entre capital natural (solo) e capital manufaturado (fertilizantes) está explícita em Solow (1974) e Simon (1995). O primeiro afirma que “*the world can, in effect, get along without natural resources, so exhaustion is just an event, not a catastrophe*” (p. 11).

ecossistema essencial para o adequado funcionamento das funções ecológicas da ecosfera. Do ponto de vista econômico-ecológico deveria ser tratado como um ativo econômico que rende serviços essenciais à sociedade humana (serviços ecossistêmicos).

A ótica econômica tradicional não reconhece completamente a importância dos solos como geradores de serviços ecossistêmicos (além de sua fertilidade natural), não se preocupando com critérios ecológicos básicos para a sua preservação. No geral, economistas desconsideram os solos enquanto ecossistemas de relevância econômica, baseados principalmente no relativo sucesso da agricultura moderna, que aumenta crescentemente seus índices de produtividade a despeito da contínua degradação dos solos.

Embora se tenha uma ampla documentação sobre estrutura, classificação e propriedades físicas e químicas dos solos, poucos são os estudos que tentam analisar de maneira integrada os benefícios advindos de sua biodiversidade. Mais escassos ainda são os estudos econômicos que tentam captar de maneira mais ampla os valores dos serviços ecossistêmicos associados.

Barrios (2007) afirma que o solo é provavelmente a comunidade biológica mais complexa, na qual se tem uma extrema diversidade de organismos que contribuem para a geração de uma vasta quantidade de serviços ecossistêmicos¹¹⁹. Sendo assim, é necessário o reconhecimento da imensa diversidade dos solos e sua importância como elemento básico de suporte aos seus processos ecológicos e os benefícios derivados.

Ainda de acordo com Barrios (2007), a biodiversidade do solo e os processos ecológicos que nele ocorrem contribuem para a geração de serviços ecossistêmicos presentes em todas as quatro categorias apresentadas pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio. Considerando o serviço de ciclagem de nutrientes – um serviço de suporte –, pode-se citar a presença nos solos de organismos fixadores de nitrogênio, organismos decompositores/transformadores, fungos e bactérias que estabelecem relações simbióticas com as raízes das plantas, etc., os quais em conjunto influenciam diretamente a capacidade de mobilização de nutrientes.

¹¹⁹ Segundo Lavelle *et al.* (2006), os animais presentes no solo podem representar até 23% do total da diversidade de organismos vivos até então descritos.

Quanto aos serviços de regulação, a manutenção de uma comunidade biológica saudável nos solos traz impactos positivos na capacidade de regulação de pragas e doenças. Os solos também contribuem para os serviços de regulação climática, através do controle dos fluxos de emissão de gases de efeito estufa e sequestro de carbono, controle de enchentes e inundações, através da sua capacidade de retenção/infiltração de água, e desintoxicação e proteção das plantas, por meio de influências na dinâmica da matéria orgânica (Lavelle *et al.*, 2006).

Segundo Altieri & Nichols (2003), há uma forte relação entre a biota do solo (e os serviços por ela gerados), sua fertilidade e o vigor das plantas, o que sugere que a diversidade da vida animal encontrada nos solos é fator determinante da produtividade das atividades agrícolas. Um dos principais vetores de degradação da capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos de regulação prestados são as formas de manejo do solo, que em função de sua capacidade destruidora da biodiversidade presente, influenciam fortemente a depauperação dos solos e a liquidação de sua capacidade de ofertar demais tipos de serviços¹²⁰.

Os impactos ambientais causados pelas práticas agrícolas podem variar bastante, dependendo do modelo tecnológico adotado. Nas modernas práticas agrícolas, a variedade das plantas é selecionada de forma a responder a certas condições ambientais criadas pelo uso intensivo de agrotóxicos. Os serviços ecossistêmicos provenientes dos solos e das florestas que são úteis para a produção agrícola são, na maioria das vezes, desperdiçados e/ou degradados.

Um solo bem conservado possui uma certa quantidade de propriedades que se traduzem em serviços ecossistêmicos úteis para as culturas, tais como armazenagem e purificação da água, capacidade de infiltração, produção e mobilização de nutrientes, controle de pragas, resistência à erosão. Estes podem ser reduzidos por meio do manejo inadequado dos solos, com impactos diretos sobre os resultados das atividades econômicas por ele suportadas.

¹²⁰ O vetor de mudança de degradação por excelência é o fenômeno da erosão dos solos, cujos conceitos são tratados adiante. Combinado com as formas de manejo, configura-se como um poderoso instrumento para redução dos serviços ecossistêmicos prestados.

Segundo Costanza *et al.* (1997), uma função ecossistêmica de grande relevância é o controle do fenômeno da erosão e a retenção de sedimentos, as quais auxiliam na conservação do solo dentro de um ecossistema, evitando sua perda em diferentes processos de remoção. Tais serviços ecossistêmicos são importantes no sentido de que a perda de solo se configura como meio de desestabilização de suas propriedades intrínsecas, gerando efeitos negativos sobre a capacidade de oferta de outros serviços. Evitar fenômenos de carreamento de solo é, portanto, um princípio básico para a manutenção das funções ecológicas existentes.

Em grande medida, as propriedades dos solos são o resultado das atividades metabólicas de uma miríade de organismos que se alimenta de matéria orgânica, os quais podem ser destruídos ou drasticamente reduzidos por práticas agrícolas inadequadas. Os solos funcionam como um integrador ambiental ao acumular energia solar em forma de matéria orgânica (sumidouro de carbono) e reciclagem de água e nutrientes. Neste sentido, o conceito de conservação do solo deve ser estendido para incluir o seu maior papel integrador do ambiente, cujas funções ecossistêmicas são importantes para sua sustentabilidade (Anjos & Van Raij, 2004).

Um solo com uma boa estrutura – formado por sedimentos estáveis – possui uma maior capacidade de resiliência a eventos externos. O teor de matéria orgânica é um dos principais fatores responsáveis pela natureza de sua estrutura (Resende, 1985). Infelizmente, a maioria das práticas agrícolas adotadas degrada os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos solos, deixando-os sem proteção e sujeito a fenômenos de perdas e pauperização. O uso intensivo de agroquímicos é implementado para a manutenção de práticas agrícolas com baixos níveis de matéria orgânica, que são essenciais para a formação de compostos que servem de alimentos aos micro-organismos presentes (Doran, 1996).

A matéria orgânica no solo constitui um importante sumidouro de carbono. Nos trópicos, práticas agrícolas inadequadas podem reduzir o teor de matéria orgânica do solo em mais de 50% em 10 anos, tornando-os uma importante fonte de emissões de gases com efeito de estufa (Silva & Machado, 2000). Em regiões tropicais, onde os solos apresentam um teor de acidez maior e são altamente intemperizados – o que faz com que os mesmos

sejam dependentes da quantidade de matéria orgânica como reservatório de nutrientes –, a perda desta última se torna um fator decisivo para a perda de fertilidade.

Variações negativas nos fluxos de serviços ecossistêmicos prestados pelos solos devem ser vistas como fonte de redução do bem-estar das populações e uma ameaça à continuidade das atividades econômicas. Em sendo assim, a preservação dos solos deve ser alvo de políticas estratégicas de gestão que visem à potencialização de seus serviços. Um dos parâmetros importantes para a tomada de decisão em relação a usos mais sustentáveis do solo deve ser a contabilização dos custos associados às perdas de seus serviços causadas por intervenções antrópicas.

7.2. A erosão dos solos e seus impactos

A seção anterior procurou mostrar a importância do solo como um ecossistema que gera serviços úteis às atividades econômicas e ao bem-estar humano. Sua degradação diminui a oferta destes serviços e, portanto, deve ser encarada como um fenômeno que gera custos econômicos para a sociedade. A erosão é o principal vetor de degradação dos solos e os impactos gerados são mensurados a partir de várias óticas, sendo o elo comum a tentativa de avaliação das perdas nos fluxos de serviços ecossistêmicos relacionados¹²¹.

A dinâmica da erosão é determinada parcialmente pela ação da chuva e dos ventos, e também pelas características específicas de um determinado tipo de solo. Além de suas causas naturais, fatores antrópicos como a irracionalidade no uso do solo e a adoção de técnicas de plantio inadequadas para a aptidão agrícola do local também potencializam a erosão. As terras agrícolas são as mais suscetíveis, pois sofrem constantes intervenções e frequentemente são deixadas sem uma camada vegetal protetora (Pimentel *et al.*, 1995).

Em função da severidade do fenômeno e de sua dinâmica própria, pode-se identificar três tipos de erosão (Castro, 1987):

i. erosão laminar: é caracterizada pelo desgaste de modo uniforme das camadas do solo. Causa os maiores prejuízos aos campos de cultura, lavando e arrastando contínuas

¹²¹ Como será discutido mais adiante, a valoração dos impactos causados pela erosão frequentemente considera apenas os custos associados à perda de nutrientes (serviço ecossistêmico de fertilidade natural).

camadas do solo. Em dias de chuva, as enxurradas tornam-se barrentas. Os solos, por sua ação, tomam coloração mais clara e a produtividade vai diminuindo progressivamente. É dificilmente perceptível em sua fase inicial. No entanto, em culturas perenes formadas em terrenos propensos à erosão, pode-se perceber, após alguns anos, que as raízes, ao serem expostas, indicam a profundidade da camada de solo que foi arrastada;

ii. erosão em sulcos: é um tipo erosão resultante do intenso desgaste do solo, que se verifica em pequenos regos, valas ou sulcos de poucos centímetros de profundidade. Podem ser combatidos com a aração e cultivo normal do solo. Se em terreno plano, usando-se curvas de nível e se em terreno inclinado, terraços. Essa forma de erosão, mais perceptível ao produtor, é ocasionada por chuvas de grande intensidade em terrenos de elevada declividade e em grandes lançantes;

iii. erosão em voçorocas: consiste no deslocamento de grande volume de terra, formando, assim, fendas ou grotas profundas. É a forma espetacular da erosão, ocasionada por grandes concentrações de enxurrada que passam, ano após ano, no mesmo sulco, que vai se ampliando. Quando os diferentes horizontes do solo são de material de consistência uniforme, a voçoroca se desenvolve em paredes mais ou menos verticais, e se o material é muito friável, está sujeito a frequentes desmoronamentos. Quando o material do subsolo ou de horizontes mais profundos é mais resistente que o horizonte superficial, as voçorocas apresentam as paredes em forma de “V”.

A chuva é um dos fatores climáticos de maior relevância para o desencadeamento do processo erosivo. A sua intensidade, aliada a sua frequência, é um dos determinantes a se considerar para avaliação dos impactos causados pela erosão. Duas regiões podem apresentar as mesmas médias mensais e anuais de precipitação pluviométrica, não significando que a situação, em termos de degradação do solo, seja igual.

As gotas de chuva que golpeiam o solo provocam, em primeira instância, o desprendimento das partículas de solo no local do impacto. Em seguida, há o transporte dessas partículas desprendidas. Fatores como natureza do solo, cobertura vegetal e declividade da superfície do terreno influem na intensidade da ação transportadora realizada pelas águas da chuva. O material erodido se deposita em terras baixas, o que pode

provocar assoreamento de rios e córregos ou até mesmo o comprometimento da fertilidade das terras que recebem esse material.

Devido à amplitude dos problemas causados pela erosão do solo torna-se difícil compreender a magnitude dos seus impactos. Dentre eles, o mais perceptível é a ameaça à manutenção do nível de produtividade das lavouras, uma vez que o carreamento da camada superior do solo implica em perdas de nutrientes. Seus efeitos negativos têm abrangência local (*on-site*), que são os impactos diretos na qualidade do solo e no rendimento das lavouras; e outros que geram impactos fora da propriedade agrícola onde ocorreu o processo erosivo (*off-site*) – chamados de efeitos indiretos.

Com relação aos impactos *on site*, o processo erosivo reduz a produtividade das lavouras através da diminuição da fertilidade do solo por meio da perda de nutrientes e matéria orgânica. A redução desta última contribui para uma queda na capacidade de infiltração¹²², pois uma vez que a camada superior do solo é erodida, o subsolo fica desnudo e, como sua estrutura e composição lhe conferem pouca permeabilidade, aumenta o volume de enxurrada, diminuindo a quantidade de água disponível para as plantas e a condutividade hidráulica dos solos (redução do fluxo do serviço de regulação de água). Estimativas mostram que solos moderadamente erodidos absorvem um volume de água por hectare por ano de 10 a 300 mm (7% a 44% do total da precipitação) menor em comparação a solos não erodidos (Pimentel *et al.*, 1995).

Ainda de acordo com Pimentel *et al.* (1995), 75 mm de água são perdidos por hectare, assumindo-se uma taxa de erosão eólica e hídrica de 17 toneladas (t) por hectare por ano. Fazendo a suposição de que nos EUA essa perda tivesse que ser resposta, estimam que haveria um custo de aproximadamente US\$ 30.ha⁻¹ano⁻¹, referente ao bombeamento de água subterrânea.

Com relação à matéria orgânica, esta é importante para a formação dos agregados dos solos, aumentando sua porosidade e aprimorando sua estrutura. A constante redução do

¹²² Mendonça *et al.* (2009) detectaram uma boa correlação linear entre a capacidade de infiltração do solo e a quantidade matéria orgânica.

teor de matéria orgânica do solos através da erosão se reflete também na sua fertilidade¹²³. Há também impactos sobre a biodiversidade, reduzindo a presença de micróbios, minhocas e outros microanimais que são responsáveis pela mobilização de nutrientes. Todos esses fatores não apenas agem individualmente no sentido de tornar os solos menos propícios às práticas agrícolas, mas também se interagem mutuamente, complexando o processo de avaliação dos impactos causados pela erosão (Pimentel *et al.*, 1995).

Outro efeito *on site* negativo associado à erosão é a elevação dos custos de produção. A resposta mais imediata ao processo erosivo contínuo é a aplicação, por parte dos agricultores, de quantidades cada vez maiores de fertilizantes e corretivos de forma a repor a fertilidade natural do solo. Tal procedimento onera os custos de produção, além de causar alterações nas características do solo, levando-o ao desequilíbrio.

Com relação aos impactos *off-site*, Pimentel *et al.* (1995) afirmam que a erosão dos solos afeta a estrutura de pavimentação das rodovias, o sistema de esgoto, assoreamentos de portos e canais, enchentes, eutrofização de cursos d'água, perda de capacidade de produção de energia elétrica e de armazenamento dos reservatórios, aumento de custos operacionais e de tratamento de água, etc. Apontam, ainda, que dentre os efeitos negativos *off farm*, o carreamento de partículas do solo para rios e córregos é o mais importante, pois impacta drasticamente a biodiversidade aquática e causa problemas ao sistema de transporte hidrográfico¹²⁴.

Na linha do que foi dito acima, Marques (1995) resume os impactos *off-site* da erosão na disrupção da qualidade da água, desdobrando-se os efeitos negativos sobre os serviços ecossistêmicos providos pelos recursos hídricos. Este autor, baseado no conceito de produção sacrificada, analisou os custos associados à sedimentação do Rio Sapucaí (estado de São Paulo) em termos de perda de capacidade de geração de energia elétrica e concluiu que o valor do dano ambiental está entre US\$ 153 e US\$ 253 milhões.

¹²³ Pimentel *et al.* (1995) afirmam que alguns estudos estimaram que no estado de Michigan, nos EUA, a perda entre 1,7% e 4,3% de matéria orgânica reduziu o rendimento potencial das culturas de milho em cerca de 25%.

¹²⁴ Os autores apontam que nos EUA o gasto anual para manter os cursos d'água navegáveis por meio da dragagem dos sedimentos de solo é superior a US\$ 520 milhões.

De forma sumária, alguns dos principais impactos da erosão do solo podem ser assim colocados: i. redução da capacidade produtiva das terras; ii. carreamento progressivo das camadas superiores do solo; iii. declínio e colapso da agricultura em vários países; iv. poluição de rios, riachos e outros cursos d'água; v. destruição de margens de rios, de estradas, pontes e benfeitorias; vi. sedimentação em leitos de rios, danos a represas e áreas de irrigação causando alagamento de terras baixas; vii. redução da capacidade de infiltração e condutividade hidráulica do solo, aumentando custos de irrigação; viii. comprometimento da geração de energia elétrica; ix. êxodo rural.

A tradução dos impactos acima em termos monetários é um parâmetro importante no processo de tomada de decisão para a adoção de práticas conservacionistas do solo. Essa mensuração, porém, pode não ser trivial, dada a quantidade de impactos negativos que estão associados à erosão. Além disso, tem-se também a falta de conhecimento adequado que permita mapear as interações entre perdas de solo e os reflexos – mediados por mudanças em sua estrutura básica – causados sobre sua capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos.

Em se tratando dos impactos da erosão sobre a biodiversidade e funções ecológicas do solo, sua valoração requer, primeiramente, a identificação biofísica das funções ecossistêmicas comprometidas e seus efeitos últimos sobre os fluxos de serviços ecossistêmicos. Valorar, por exemplo, os danos causados pela erosão sobre a capacidade de regulação de água exige que seja quantificado o volume resultante de escoamento superficial, o que, por sua vez, requer o uso de conhecimentos e ferramentas ecológicos que muitas vezes não é de domínio de quem pratica a valoração. Se se pretende realizar um processo de valoração amplo o suficiente para incorporar vários aspectos dos impactos causados, deve-se passar necessariamente pelo uso de ferramentas capazes de lidar com várias variáveis simultaneamente, dado o seu alto grau de interdependência¹²⁵.

¹²⁵ Estudos especializados mostram, por exemplo, que a perda de solo impacta negativamente o teor de matéria orgânica no solo, desestabilizando a microvida presente no solo e ao mesmo tempo reduzindo a capacidade de infiltração de água, a qual também está relacionada com a biodiversidade do solo. Vê-se, portanto, a multiplicidade dos efeitos que devem ser considerados conjuntamente a fim de que se possa estimar os valores dos impactos causados pela erosão.

Na medida das possibilidades e das ferramentas disponíveis, o processo de valoração dos impactos da erosão não deve prescindir de uma avaliação integrada sobre a dinâmica desencadeada pelos processos de perda de solo. Estimativas monetárias mais consistentes são essenciais para se melhor clarificar a dimensão dos custos econômicos envolvidos, balizando de maneira mais realística a tomada de decisão com relação ao uso sustentável do solo.

7.3. Valoração econômica da erosão do solo no município de Araras-SP: a prática usual

O município de Araras, no estado de São Paulo (figura 14), possui 98,65% de sua área (aproximadamente 643,40 km²) inserido na bacia do MP, cuja análise dos serviços ecossistêmicos prestados foi feita no capítulo 5. Sua população em 2009 era de cerca de 117.044 habitantes (95,87% residentes na zona urbana e 4,13% na zona rural). O valor de seu PIB gerado no ano de 2006 foi de R\$ 1.167,24 milhões¹²⁶.

Figura 14: Localização do município de Araras-SP



Fonte: retirado da Wikipedia

¹²⁶ De acordo com a Fundação SEADE (dados de população) e IPEADATA (dados sobre o PIB).

A quantificação das perdas físicas de solo por erosão no município foi feita através do método conhecido como Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), adaptado para as condições brasileiras (Bertoni & Lombardi Neto, 1985)¹²⁷. Os resultados obtidos para as perdas de solo por categoria de uso no município, bem como a configuração do uso da terra em 2007, encontram-se na tabela 11 a seguir.

Tabela 11: Uso da terra e estimativas de perdas de solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (ha, t.ha⁻¹.ano⁻¹).

Categorias de uso do solo	Área total (ha)	Perda ponderada (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Cafeicultura	328,55	2,88
Cana-de-açúcar crua	25.496,05	3,96
Cana-de-açúcar queimada	9.105,71	14,88
Floresta Antropizada	3.013,13	1,02
Corpos d'água	1.254,48	2,98
Cultura anual	1.688,11	14,40
Fruticultura	11.971,42	2,94
Pastagem	1.336,22	1,82
Vegetação ripária	6.702,29	0,11
Média		5,00

Fonte: elaborado pelo autor.

A média de perda de solo no município no ano de 2007 foi de 5,00 t.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo a cultura de cana-de-açúcar queimada aquela que apresentou maior estimativa de perda, seguida pelas culturas anuais. Vegetação ripária e pastagem apresentaram as menores taxas.

A aplicação do método do custo de reposição de nutrientes (equação 3), cuja ideia básica se baseia na quantificação das perdas de nutrientes em função das taxas de perda de

127

$$A = R * K * LS * C * P$$

Em que:

A = perdas anuais (t.ha⁻¹.ano⁻¹);

R = fator erosivo em função da chuva (mm.ha⁻¹.a⁻¹);

K = fator erodibilidade do solo;

L = fator comprimento da encosta;

S = fator grau de declividade;

C = fator de cobertura e manejo da cultura;

P = fator prática de controle da erosão;

LS se combinam para formar o fator topográfico, como expresso pela equação desenvolvida por Bertoni & Lombardi Neto (1985):

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18}$$

solo e usando-se como parâmetro a equivalência de preços de fertilizantes encontrados no mercado, envolve quatro procedimentos: i. quantificação das perdas de solo por cultura (tabela 11); ii. identificação da quantidade de nutrientes carregada pelo processo erosivo (nitrogênio – N, fósforo – P, potássio – K, cálcio e magnésio – Ca+Mg); iii. conversão da quantidade de nutrientes em equivalentes de fertilizantes necessários para repor a fertilidade do solo (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico); iv. mensuração dos custos de aplicação dos fertilizantes.

$$VEPS = \sum_{i=1}^n (Q_i * P_i) + C_a \quad (3)$$

Em que:

$VEPS$ = valor econômico da perda de solo;

Q_i = quantidade necessária do fertilizante i para reposição da fertilidade do solo;

P_i = preço de mercado do fertilizante i ;

C_a = custo de aplicação.

Para a quantificação dos nutrientes carregados junto ao solo perdido, foram utilizados dados contidos em Bellinazzi Jr. *et al.* (1981)¹²⁸, que identificaram o teor médio de nutrientes do solo paulista. Em seguida, a perda média de nutrientes pelo processo de erosão foi calculada pela seguinte equação:

$$NS_j = \sum_{i=1}^4 PS * TN_i \quad (4)$$

Em que:

NS_j = quantidade perdida do i -ésimo nutriente, em toneladas (t);

PS = perda de solo (em t);

TN_i = correspondente à média do teor de nutrientes nos tipos de solo da bacia, em porcentagem.

¹²⁸ Conforme Bellinazzi Jr. *et al.* (1981), o teor médio de nutrientes no solo paulista para o nitrogênio é 0,09675%, 0,002641% para o fósforo, 0,010058% para o potássio e 0,094872% para o cálcio+magnésio.

A tabela 12 em seguida sintetiza as perdas totais de solo e nutrientes no município de Araras-SP no ano de 2007. Percebe-se que o tipo de uso que mais apresentou perdas totais de solo foram, respectivamente, a cana-de-açúcar queimada, cana-de-açúcar crua, fruticultura e cultura anual. Considerando apenas o sistema cana-de-açúcar (crua e queimada), tem-se que ele é responsável por aproximadamente 75,69% das perdas de solo no município. Trata-se de uma informação ilustrativa da importância do cultivo de cana-de-açúcar na região no que tange aos impactos ambientais causados. Os quatro tipos de uso do solos citados anteriormente são responsáveis pela quase totalidade das perdas de solo ocorridas na área em estudo no ano de 2007 (cerca de 94,13%).

Tabela 12: Estimativa de perda total de solo e de nutrientes por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas).

Categorias de uso do solo	Total de Perda de Solo	Perda total de N	Perda total de P	Perda total de K	Perda total de Ca+Mg
Cafeicultura	946,22	0,92	0,02	0,10	0,90
Cana-de-açúcar crua	100.964,36	97,68	2,67	10,15	95,79
Cana-de-açúcar queimada	135.492,96	131,09	3,58	13,63	128,54
Floresta Antropizada	3.073,39	2,97	0,08	0,31	2,92
Corpos d'água	3.738,35	3,62	0,10	0,38	3,55
Cultura anual	24.308,78	23,52	0,64	2,44	23,06
Fruticultura	35.195,97	34,05	0,93	3,54	33,39
Pastagem	2.431,92	2,35	0,06	0,24	2,31
Vegetação ripária	737,25	0,71	0,02	0,07	0,70
Total	306.889,22	296,92	8,10	30,87	291,15

Fonte: elaborado pelo autor.

O próximo passo foi converter as quantidades perdidas de nutrientes em equivalentes de fertilizantes. Isso foi feito utilizando-se a seguinte equação e o índice de equivalência fornecido por Bellinazzi Jr. *et al.* (1981)¹²⁹:

$$QF_i = \sum_{j=1}^4 NS_j * TF_j \quad (5)$$

Em que:

¹²⁹ Conforme Bellinazzi Jr. *et al.* (1981), são necessários 5 quilogramas (kg) de sulfato de amônia para repor 1 kg de nitrogênio, 5,56 kg de superfosfato simples para 1 kg de fósforo, 1,72 kg de cloreto de potássio para 1 kg de potássio e 2,63 kg de calcário dolomítico para repor 1 kg de cálcio+magnésio.

QF_i = quantidade correspondente de fertilizantes (t);

NS_j = teor médio do j-ésimo nutriente perdido nos solos da bacia (t);

TF_i = índice de equivalência entre nutrientes e fertilizantes.

A tabela 13 em seguida apresenta as quantidades de fertilizantes necessárias para repor a fertilidade do solo perdida no processo de erosão por tipo de uso do solo na região. Com base nos preços de mercado dos fertilizantes considerados (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico)¹³⁰ – tabela 14 –, foi possível conhecer o custo monetário de aquisição dos fertilizantes necessários (tabela 15).

Tabela 13: Estimativa da quantidade de fertilizantes necessária para reposição dos nutrientes perdidos pelo processo de erosão do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas).

Categorias de uso do solo	Sulfato de amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico
Cafeicultura	4,58	0,14	0,16	2,36
Cana-de-açúcar crua	488,42	14,83	17,47	251,92
Cana-de-açúcar queimada	655,45	19,90	23,44	338,07
Floresta Antropizada	14,87	0,45	0,53	7,67
Corpos d'água	18,08	0,55	0,65	9,33
Cultura anual	117,59	3,57	4,21	60,65
Fruticultura	170,26	5,17	6,09	87,82
Pastagem	11,76	0,36	0,42	6,07
Vegetação ripária	3,57	0,11	0,13	1,84
Total	1.484,58	45,06	53,09	765,73

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 14: Preço médio dos fertilizantes no ano de 2007 (em reais de 2007 por tonelada).

Fertilizante	Preço médio ^a
Sulfato de amônia	832,79
Superfosfato simples	650,80
Cloreto de potássio	1.083,67
Calcário dolomítico	31,25

Fonte: Instituto de Economia Agrícola (IEA).

^a média dos preços nos meses do ano de 2007.

¹³⁰ Os dados de preço dos fertilizantes foram retirados da base de dados do Instituto de Economia Agrícola (IEA) e corresponde à média dos preços pagos pela agricultura nos meses do ano de 2007. Os dados encontram-se disponíveis em <http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/menu.php> (pesquisa realizada em 9/01/2010).

A etapa final de aplicação do método consistiu em agregar ao custo monetário calculado acima o custo de aplicação dos fertilizantes (equação 3). Tais custos foram retirados do Relatório do Projeto ECOAGRI (ECOAGRI, 2006), que calculou os custos associados de serviços e transportes para aplicação dos fertilizantes por tipo de cobertura do solo na bacia do MP, na qual o município de Araras-SP se insere (R\$42,02 por tonelada de sulfato de amônia, superfosfato simples e cloreto de potássio, e R\$ 128,87 por tonelada para o calcário dolomítico – tabela 16¹³¹). As tabelas 17 e 18 apresentam, respectivamente, os custos de reposição de nutrientes total e por hectare (reais de 2007) para as categorias de uso analisadas no município em questão.

Tabela 15: Estimativa do custo monetário dos fertilizantes necessários para reposição da fertilidade do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007).

Categorias de uso do solo o	Sulfato de amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico
Cafeicultura	3.811,98	90,42	177,39	73,78
Cana-de-açúcar crua	406.747,20	9.648,48	18.928,02	7.872,49
Cana-de-açúcar queimada	545.849,89	12.948,14	25.401,18	10.564,78
Floresta Antropizada	12.381,54	293,70	576,18	239,64
Corpos d'água	15.060,40	357,25	700,84	291,49
Cultura anual	97.930,89	2.323,03	4.557,22	1.895,43
Fruticultura	141.791,27	3.363,44	6.598,27	2.744,33
Pastagem	9.797,29	232,40	455,92	189,62
Vegetação ripária	2.970,11	70,45	138,21	57,49
Total	1.236.340,55	29.327,32	57.533,23	23.929,05

Fonte: elaborado pelo autor.

A tabela 18 resume, portanto, o custo de reposição de nutrientes por cultura no município de Araras-SP no ano de 2007. Percebe-se que as coberturas de cana-de-açúcar queimada e cultura anual apresentam uma estimativa de custo de reposição acima da média apresentada pelo município (R\$ 24,83 por hectare). Com relação à bacia do MP, na qual se insere a área estudada, o custo de reposição por hectare aqui corresponde a 63,33% do valor estimado para toda a bacia (R\$ 39,21 por hectare de acordo com o Projeto ECOAGRI¹³²).

¹³¹ Os valores originais calculados são R\$ 39,00 por tonelada e R\$ 119,61 por tonelada para o ano de 2005, que atualizados para o ano de 2007 (ano da análise) pelo Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) resultam nos valores citados e utilizados nos cálculos do custo total de aplicação de nutrientes.

¹³² O valor original do custo de reposição de nutrientes por hectare para toda a bacia do MP é de R\$ 36,40 (reais de 2005), que atualizados para 2007 pelo IPCA equivalem a R\$ 39,21 por hectare.

Tabela 16: Custo de aplicação dos fertilizantes necessários para reposição da fertilidade do solo por categoria de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007).

Categorias de uso do solo	Sulfato de amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico
Cafeicultura	192,34	5,84	6,88	304,26
Cana-de-açúcar crua	20.523,20	622,97	733,95	32.464,87
Cana-de-açúcar queimada	27.541,89	836,02	984,95	43.567,47
Floresta Antropizada	624,73	18,96	22,34	988,24
Corpos d'água	759,90	23,07	27,18	1.202,06
Cultura anual	4.941,29	149,99	176,71	7.816,44
Fruticultura	7.154,35	217,17	255,85	11.317,19
Pastagem	494,34	15,01	17,68	781,98
Vegetação ripária	149,86	4,55	5,36	237,06
Total	62.381,91	1.893,57	2.230,89	98.679,57

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 17: Estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007).

Categorias de uso do solo	Sulfato de amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico	Total
Cafeicultura	4.004,32	96,26	184,27	378,04	4.662,89
Cana-de-açúcar crua	427.270,40	10.271,45	19.661,97	40.337,36	497.541,17
Cana-de-açúcar queimada	573.391,78	13.784,16	26.386,13	54.132,26	667.694,32
Floresta Antropizada	13.006,27	312,67	598,52	1.227,88	15.145,34
Corpos d'água	15.820,30	380,32	728,01	1.493,55	18.422,18
Cultura anual	102.872,18	2.473,02	4.733,93	9.711,86	119.791,00
Fruticultura	148.945,61	3.580,61	6.854,12	14.061,52	173.441,87
Pastagem	10.291,63	247,41	473,60	971,60	11.984,23
Vegetação ripária	3.119,97	75,00	143,57	294,55	3.633,10
Total	1.298.722,46	31.220,89	59.764,12	122.608,62	1.512.316,09

Fonte: elaborado pelo autor.

Como já apontado, o método do custo de reposição de nutrientes, cuja aplicação é relativamente simples em função da disponibilidade de informações, apresenta várias limitações. Particularmente, as estimativas aqui calculadas não consideram dados empíricos de teor médio de nutrientes e de equivalência de nutrientes-fertilizantes para a região em estudo, o que não corresponde ao cenário ideal para a valoração dos danos da erosão *on site*. Não obstante, os resultados encontrados podem servir como parâmetro para a tomada de decisão para adoção de práticas de conservação do solo por parte dos produtores rurais do município. Tais estimativas também podem funcionar como uma medida pedagógica para os produtores no que tange aos custos econômicos provocados pela erosão do solo,

deixando-se claro que representam apenas um dos serviços ecossistêmicos gerados pelo solo, não estando computados tampouco os valores ecológicos e socioculturais.

Tabela 18: Estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por hectare e por categoria de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007 por hectare).

Tipo de Uso do Solo	Custo de Reposição de Nutrientes (por hectare)
Cafeicultura	14,19
Cana-de-açúcar crua	19,51
Cana-de-açúcar queimada	73,33
Floresta Antropizada	5,03
Corpos d'água	14,69
Cultura anual	70,96
Fruticultura	14,49
Pastagem	8,97
Vegetação ripária	0,54
Total	24,83

Fonte: elaborado pelo autor.

A despeito de algumas limitações de natureza informacional, deve-se ter em mente algumas considerações de ordem ecológica sobre os impactos da erosão. A interpretação frequente e direta de que o valor monetário da erosão do solo no município de Araras-SP foi de R\$ 1.512.316,09 (tabela 17) deve ser evitada, pois este valor reflete apenas um aspecto dos impactos ambientais causados (perdas de nutrientes estocados no solo).

7.4 Avaliando o serviço de regulação de água no município de Araras-SP: o modelo do “número da curva” (componente do MIMES)

De acordo com Kremen (2005), a mensuração biofísica dos processos ecológicos e seu papel na geração de serviços ecossistêmicos tem sido negligenciada na maioria das análises. A elucidação das relações sugeridas configura-se como uma agenda de pesquisa importante, pois a falta de informações e as incertezas sobre como os serviços são gerados a partir das funções ecossistêmicas restringem análises mais acuradas sobre a quantificação dos fluxos de serviços ecossistêmicos em função das intervenções antrópicas¹³³.

¹³³ A proposta de integração de vários modelos através de simulações computacionais espacialmente explícitas faz do modelo MIMES uma ferramenta promissora que poderá suprir essa lacuna.

No caso da erosão, viu-se anteriormente que ela pode afetar vários serviços ecossistêmicos prestados pelo solo. A consideração de todas estas variáveis, resultantes de múltiplas e frequentemente interrelacionadas funções ecossistêmicas, bem como dos respectivos parâmetros de sustentabilidade com seus limiares não-lineares de sustentabilidade, é impossível sem o emprego de uma ferramenta de modelagem. Também é preciso considerar que a ferramenta de modelagem pode ser necessária para tratar apenas de uma variável ecossistêmica. Como se procurará mostrar, este é o caso da variável representada pelo serviço de regulação hídrica (ou capacidade de estocagem de água no solo).

Em se tratando do serviço de regulação de água, este é afetado pela erosão na medida em que esta tem um impacto negativo sobre a estrutura do solo, que se torna mais compactada e, conseqüentemente, com menor capacidade de infiltração e condutividade hidráulica. Como resultado, há um aumento no escoamento superficial (*run-off*).

Farber *et al.* (2006) descrevem o serviço de regulação de água simplesmente como “fluxo de água sobre a superfície do planeta”, enquanto que Costanza *et al.* (1997) o descrevem como “regulação dos fluxos hidrológicos”. Independente de qual seja sua interpretação semântica, o importante a se notar é que os dois principais benefícios que podem ser derivados a partir desse serviço é a purificação de água e a modulação dos ciclos de seca e enchentes/inundações¹³⁴.

Gately (2008, p.41) conceitua regulação de água como sendo o processo de abstração hidrológica que pode ser medido universalmente em termos de volume de água regulada. O conceito de escoamento superficial relaciona-se diretamente com a definição apresentada, sendo que, na maioria das vezes, quanto maior este último, maiores serão as descargas em rios/corpos d’água e menores serão as recargas dos aquíferos, reduzindo, portanto, a capacidade de regulação dos fluxos de água. Além disso, o escoamento superficial se relaciona com a capacidade de purificação de água dos ecossistemas, uma vez que, quanto maior o volume de água, maiores serão as quantidades esperadas de poluentes que entram no sistema hídrico.

¹³⁴ Assume-se que a palavra “fluxo”, contida nas duas descrições apresentadas, refere-se apenas aos fluxos de água doce que ocorrem em nível de bacia hidrográfica.

Por escoamento superficial entende-se o fluxo de água que ocorre quando o volume proveniente de precipitações excede a capacidade de infiltração do solo. Depende de vários fatores físicos e meteorológicos, como tipologia de solo e intensidade das chuvas, e fatores antrópicos, como as características de cobertura dos solos. Sartori (2004, p. 1) afirma que “o escoamento superficial é uma das fases do ciclo hidrológico e seu estudo é de grande importância devido ao dimensionamento de obras de engenharia e manejo agrícola. Sua quantificação é uma tarefa complexa e dependente de vários fatores, os quais são agregados a parâmetros ou variáveis em modelos de chuva-vazão”.

Variações nos fluxos de escoamento superficial em uma determinada área podem ser uma *proxy* para variações no fluxo do serviço de regulação de água. Considera-se que quanto maior a magnitude da primeira variável, menor será a quantidade de água regulada. Nesse caso, aumenta-se a quantidade de água perdida, o que gera impactos econômicos, tais como a perda de produtividade das plantas por meio da redução da quantidade de água disponível.

A equação 6 abaixo apresenta de maneira mais clara o que se considera como água regulada e água “desregulada”.

$$Q = P - L \quad (6)$$

Em que:

Q = volume de escoamento superficial ou precipitação excedente (água desregulada, em mm);

P = volume total da precipitação (chuva, em mm);

L = abstração hidrológica (água regulada, em mm).

Para estimar o volume de água que foi convertido em escoamento superficial no ano de 2007 no município de Araras-SP, usou-se o modelo conhecido como “número da curva” ou simplesmente “modelo CN”, parte integrante da estrutura do MIMES. Este modelo foi originalmente desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA).

A equação que define o escoamento superficial parte da seguinte proporcionalidade:

$$\frac{F}{S} = \frac{Q}{P} \quad (7)$$

Em que F é a retenção efetiva (atual) ou a diferença potencial entre P e Q , S é o potencial máximo de retenção, Q/P é a proporção do volume precipitado que será convertido em escoamento superficial e F/S é a relação entre o volume que efetivamente foi infiltrado e a capacidade de infiltração. Modificações que causam a diminuição do parâmetro S (eventos naturais e/ou antrópicos) causarão uma elevação na relação entre volume escoado e precipitação.

Considerando que $F = P - Q$ e, isolando-se o termo Q , tem-se a seguinte relação:

$$Q = \frac{P^2}{P + S} \quad (8)$$

É necessário o uso de uma abstração inicial (I_a) para que haja possibilidade de escoamento sempre que houver uma precipitação, observando-se que I_a não poderá ser maior que P . Voltando-se à equação 7 e fazendo $P = P - I_a$ e, portanto, $F = (P - I_a) - Q$, tem-se:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S} \quad (9)$$

Para deixar a equação acima mais simples, o SCS propôs uma relação linear entre I_a e S ($I_a = \lambda S$), sendo λ uma relação de proporcionalidade entre a abstração inicial e a retenção potencial máxima. Seu valor padrão recomendado pelo SCS é $\lambda = 0,2$. Tem-se, portanto, a equação que determina o volume de escoamento superficial.

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S}, \text{ para } P > 0,2S \quad (10)$$

Percebe-se, portanto, que a variável Q (escoamento superficial) é função do parâmetro S (potencial máximo de retenção). Para se estimar esse último, o SCS elaborou o chamado “número da curva” (CN – *curve number*, numeradas de 0 a 100) com o objetivo de tornar mais prática a aplicação da equação acima. A relação entre CN e S é dada pela seguinte expressão:

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (11)$$

Resolvendo-se a equação acima para CN , tem-se:

$$CN = \frac{25.400}{254 + S} \quad (12)$$

Segundo Sartori (2004), o CN é um parâmetro adimensional que representa os efeitos da combinação do grupo hidrológico do solo com o tipo de cobertura e tratamento da terra sobre o escoamento superficial. Percebe-se que nas condições extremas de $S = 0$, tem-se $CN = 100$, isto é, toda a precipitação é escoada e não há infiltração, e de $CN = 0$, $S \rightarrow \infty$, ou seja, a capacidade de infiltração é máxima e não há escoamento.

Substituindo-se a equação 11 em 10, tem-se:

$$Q = \frac{\left(P - \frac{5.080}{CN} + 50,8\right)^2}{P + \frac{20.320}{CN} - 203,2} \quad (13)$$

Os valores de CN estão tabelados de acordo com a combinação entre o grupo hidrológico do solo, o tipo de cobertura e tratamento da terra, ambos associados a uma condição de umidade antecedente da bacia. Segundo Sartori (2004), o CN representa uma curva média de infiltração que separa a parte da precipitação que escoará superficialmente.

A variabilidade do CN depende do volume precipitado num período de 5 a 30 dias antecedente a uma determinada chuva, a qual é denominada de “Precipitação Antecedente”

(USBR, 1977). Tendo em vista tal fato, o SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo, quais sejam:

Condição I: condição em que os solos de uma bacia hidrográfica estão secos, mas não ao ponto de murchamento das plantas. É quando se ara ou cultiva bem o solo;

Condição II: é o caso em que os solos encontram-se na “umidade ideal”, isto é, nas condições que precederam a ocorrência de uma enchente máxima anual em numerosas bacias hidrográficas;

Condição III: condição em que os solos se apresentam quase saturados, quando da ocorrência de chuvas fortes ou fracas e baixas temperaturas durante 5 dias anteriores a uma determinada precipitação.

Quanto aos grupos hidrológicos de solos, houve a necessidade de adaptar o método às características dos solos brasileiros, sendo a primeira iniciativa datada de 1979, com a publicação do trabalho de Setzer & Porto (1979), no qual propunham cinco classes hidrológicas do solo para o estado de São Paulo. Posteriormente, foi apresentada por Lombardi Neto *et al.* (1989), usando quatro classes de solos, uma nova abordagem para o enquadramento dos solos, no estudo sobre cálculo de espaçamento entre terraços. Mais recentemente, Kutner *et al.* (2001) apresentaram uma classificação alternativa para a bacia do Alto Tietê com quatro grupos hidrológicos para os diversos litotipos nela ocorrentes. Os detalhes sobre as diferenças entre as classificações desses autores podem ser encontrados em Sartori (2004).

Ainda conforme Sartori (2004), das três classificações apresentadas para o estado de São Paulo (Setzer & Porto, 1979; Lombardi Neto *et al.*, 1989; Kutner *et al.*, 2001), a de maior praticidade é a proposta por Lombardi Neto *et al.* (1989), pois além de ser muito parecida no processo de desenvolvimento com a original proposta do SCS, a classificação é direta como a original, bastando localizar a bacia sobre um mapa pedológico para se determinar as classes hidrológicas que nela ocorrem.

O primeiro passo para a utilização do modelo acima descrito foi a estimação dos valores do parâmetro CN (*curve number*) para 9 categorias de uso do solo no município de

Araras-SP. A tabela 19 apresenta os resultados. Conforme discussão anterior, quanto mais próximo do valor 100, menor será a capacidade de infiltração, ou seja, maior será o potencial de escoamento superficial. Deve-se notar que tais valores representam a combinação das características de tipo de solo e tipo de cobertura, as quais foram obtidas através dos bancos de dados do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Tabela 19: Determinação do parâmetro “CN” por categoria de uso do solo no município de Araras-SP.

Uso	Tipo de Cobertura	Tipo de Manejo do Solo	Condição Hidrológica	A	B	C	D
Cana -de-açúcar crua	Plantio em linha	Contorno e terraceamento com incorporação da palhada no solo	Má	X	X	X	X
			Média	X	X	X	X
			Boa	61	70	77	80
Citricultura	Plantio em linha	Contorno e terraceamento	Má	X	X	X	X
			Média	X	X	X	X
			Boa	32	58	72	79
Cana -de-açúcar queimada	Plantio em linha	Contorno e terraceamento com queima da parte aérea	Má	66	74	80	82
			Média	X	X	X	X
			Boa	X	X	X	X
Mata ciliar	Arbustiva	Sem manejo	Má	X	X	X	X
			Média	X	X	X	X
			Boa	30	48	65	73
Áreas urbanas	Ruas e rodovias pavimentadas com calçadas, guias e galerias de drenagem		Má	98	98	98	98
			Média	X	X	X	X
			Boa	X	X	X	X
Floresta Antropizada	Área antropizada	Sem manejo	Má	X	X	X	X
			Média	43	65	76	82
			Boa	X	X	X	X
Cultura Anual – Soja + Milho	Plantio em linha	Curva de nível com resíduos de colheita	Má	60	71	78	81
			Média	X	X	X	X
			Boa	X	X	X	X
Pastagem	Plantio a lanço	Terraceamento	Má	68	79	86	89
			Média	X	X	X	X
			Boa	X	X	X	X
Cafeicultura	Plantio em linha	Curva de nível e terraceamento	Má	X	X	X	X
			Média	32	58	72	79
			Boa	X	X	X	X

Dados os valores de CN, a equação 13 acima demanda a utilização de dados de precipitação, os quais foram obtidos junto à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Foram utilizados 7 eventos pluviométricos, apresentados na tabela 20, com as respectivos volumes precipitados (em mm).

Tabela 20: Dados de precipitação para 7 eventos pluviométricos no município de Araras-SP no ano de 2007.

Evento 1		Evento 2		Evento 3	
Data	Vol.	Data	Vol.	Data	Vol.
31/12/06	2,4	14/01/07	25,0	06/02/07	26,0
01/01/07	71,4	15/01/07	5,4	07/02/07	0
02/01/07	12,6	16/01/07	1,0	08/02/07	38,0
03/01/07	6,6	17/01/07	0	09/02/07	59,8
04/01/07	27,2	18/01/07	25,4		
05/01/07	34,0	19/01/07	59,8		
06/01/07	18,0				
07/01/07	9,6				
08/01/07	2,4				
Evento 4		Evento 5		Evento 6	
Data	Vol.	Data	Vol.	Data	Vol.
15/03/07	14,8	15/04/07	14,8	16/07/07	4,8
16/03/07	28,2	16/04/07	28,2	17/07/07	47,0
17/03/07	56,2	17/04/07	56,2	18/07/07	25,8
18/03/07	4,6	18/04/07	4,6	19/07/07	1,4
19/03/07	53,6	19/04/07	53,6		
20/03/07	1,4				
Evento 7					
		Data	Vol.		
		23/07/07	0,4		
		24/07/07	5,6		
		25/07/07	58,0		
		26/07/07	4,4		

Fonte: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

A partir dos dados de precipitação e das estimativas para o parâmetro CN, foi possível o cálculo do volume de escoamento superficial por categoria de solo no município

de Araras em 2007, dados em metros cúbicos por hectare/ano (tabela 21¹³⁵). Os resultados mostram-se coerentes com o esperado, já que, em função do tipo de manejo considerado, aquelas culturas com práticas menos adequadas ou que propiciam menor proteção ao solo são as que apresentaram maior volume escoado. É necessário destacar os baixos volumes escoados para a citricultura e cafeicultura, que foi devido à boa cobertura dos solos nestas duas atividades. Quanto à culturas anuais e pastagem, é de se esperar um alto volume de escoamento, devido, principalmente, ao intenso uso de maquinaria e pisoteio do gado, respectivamente, o que compromete a capacidade de infiltração do solo. A classe de floresta secundária apresentou um elevado escoamento devido à sua característica de antropização. Entretanto, o potencial de escoamento em matas ciliares é mais reduzido, resultado esse já esperado.

Tabela 21: Estimativa de volume de água escoado por categoria de uso do solo no município de Araras-SP em 2007.

Uso e cobertura	Escoamento de água superficial (m ³ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Escoamento total (m ³ .ano ⁻¹)
Cana-de-açúcar crua	166	42.348.096,68
Cana-de-açúcar queimada	283	25.713.895,44
Citricultura	10	1.141.773,50
Cafeicultura	6	20.121,79
Cultura anual - Soja+milho	215	3.633.536,18
Pastagem	263	3.507.016,56
Mata ciliar	31	2.072.015,39
Floresta secundária	111	3.333.280,40
Total	1.084	81.769.735,94

Fonte: elaborado pelo autor.

A última coluna da tabela acima apresenta o volume total escoado por categoria de uso do solo no município analisado. O volume total escoado é de aproximadamente 81,8 milhões de m³. Se tal volume de água perdido pudesse ser valorado, por exemplo, pelo preço da água praticado por alguns Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs), ter-se-ia um indicador da perda econômica propiciada pelo escoamento superficial. No comitê dos Rios Piracicaba, Corumbataí e Jundiá tal preço é R\$0,0003/m³, o que gera um total de R\$ 24.531,90. Trata-se de um montante relativamente baixo, devido ao preço simbólico

¹³⁵ Considerou-se somente as atividades agrícolas.

cobrado por unidade de volume de água. Entretanto, ao se considerar um valor arbitrário de R\$ 10,00/m³ para uso doméstico, a ser cobrado dos habitantes do município de Araras-SP, a perda econômica total equivale a R\$ 817.697.359,40.

Pela equação 6, o volume de água regulada é dado pela diferença entre o total precipitado e o total de escoamento superficial ($L = P - Q$). Admitindo-se L como indicador da provisão do serviço ecossistêmico de regulação de água, os resultados acima podem ser utilizados para demonstrar o estado desse serviço no município no ano de 2007. Em termos da metodologia aplicada no capítulo 5, o valor do serviço de regulação de água foi igual a US\$ 6.892.944,78, que equivalem a R\$ 16.301.278,77 no ano de 2007 (anexo 5). Todavia, este último deve ser visto com cautela, pois não considera as mudanças no fluxo do serviço de regulação de água.

Por ser um componente da hidrosfera dentro da estrutura do MIMES, o modelo acima descrito está apresentado em forma diagramática dentro da plataforma SIMILE (figura 15), assim como toda a estrutura MIMES. A integração com *softwares* de informação georreferenciada permite a visualização do mapa da área de estudo e os resultados de forma espacializada.

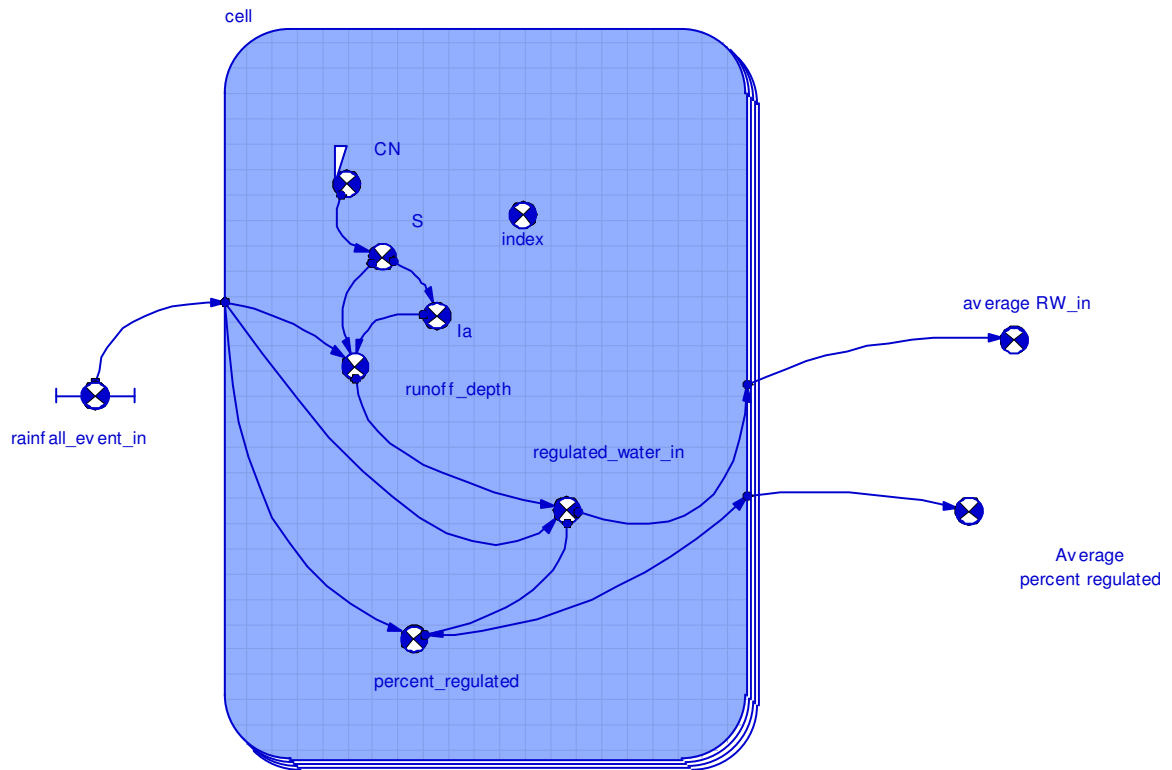
Para o município de Araras-SP, o diagrama apresentado na figura foi construído baseado em células (*cellgrid*), com um total de 104 linhas e 106 colunas, com uma resolução de 300 m²¹³⁶. O mapa do município foi obtido no Laboratório de Geoprocessamento do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Os submodelos representados acima equivalem a cada uma das unidades de área, cujos objetos são modelados pelas relações sugeridas no diagrama. É como se o mapa do município fosse dividido em várias quadrículas, sendo o comportamento de cada uma dado pelo modelo. Os *inputs* do modelo são os dados estimados para o parâmetro CN (tabela 19), calculados com base na combinação das categorias de uso e tipologia do solo, e informações sobre precipitação (tabela 20) (variáveis “*rainfall_event_in*” e “*CN*”). Os

¹³⁶ O número de unidades de área (linhas e colunas) é definido pelo usuário de acordo com a resolução utilizada. Entretanto, um modelo com alta resolução pode representar um grande esforço computacional, nem sempre disponível.

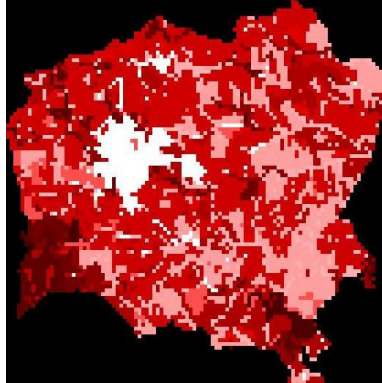
parâmetros I_a e S representam, respectivamente, a abstração hidrológica inicial e o potencial máximo de retenção, ambos influenciando o volume de escoamento superficial.

Figura 15: Representação do modelo de Regulação de Água
(componente da estrutura MIMES)



A figura 16 traz de forma especializada as estimativas de CN para o município. A área mais clara da figura representa o perímetro urbano de Araras, no qual o CN estimado é próximo a 100, representando uma capacidade mínima de infiltração de água. Áreas com cores mais fortes são aquelas em que o CN estimado é menor, representando uma maior capacidade de infiltração.

Figura 16: Representação do parâmetro CN estimado

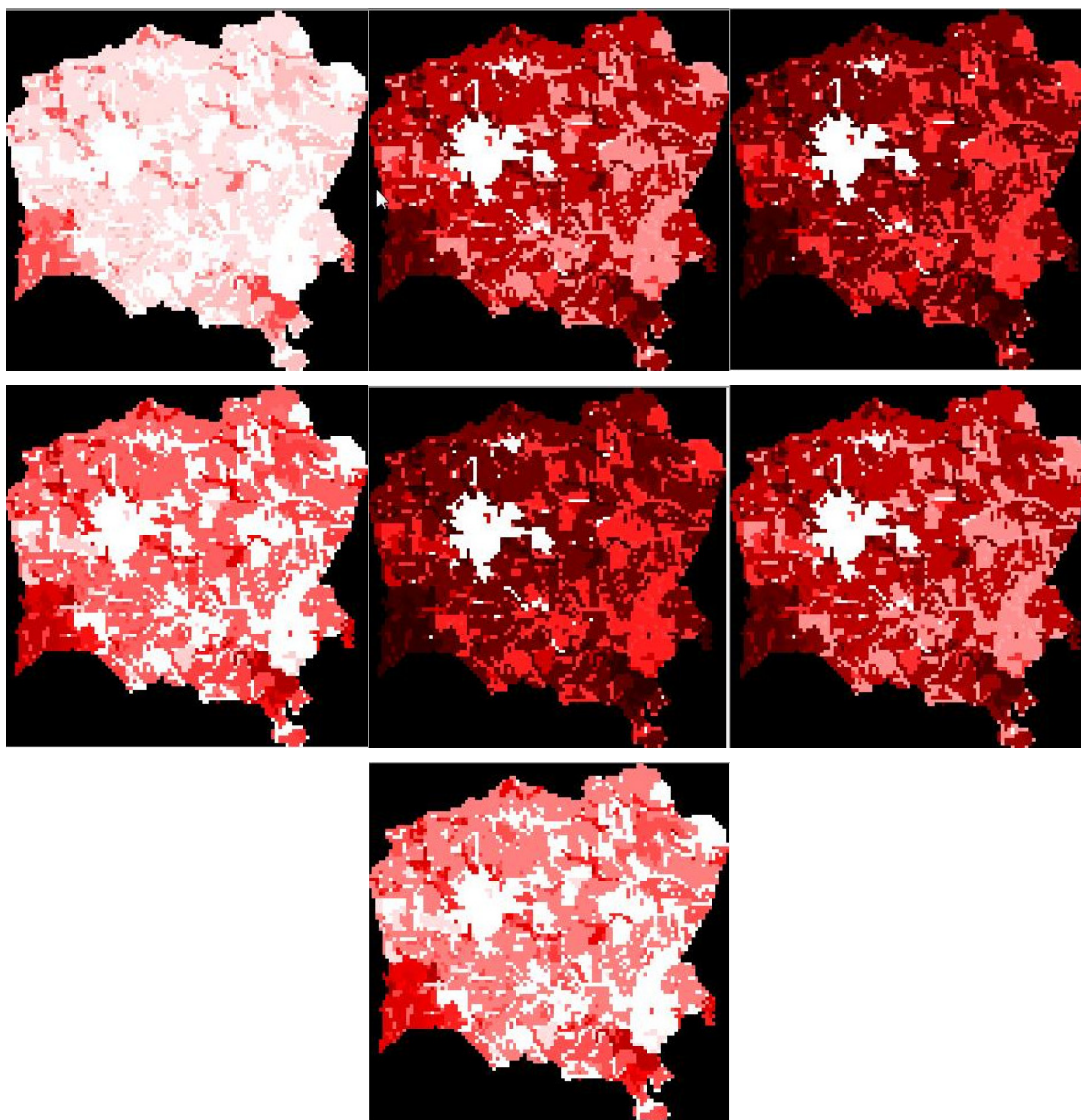


Os dados de saída são o volume de água regulada (diferença entre o volume precipitado e o escoado, este último dado pela variável “*runoff_depth*”) e representado pela variável “*regulated_water_in*”. As variáveis “*Average RW_in*” e “*Average percent regulated*” representam, respectivamente, a média do volume de água regulada em mm e porcentagem, considerando todas as unidades de área do modelo.

A partir de resultados parciais e não calibrados, o modelo permite conhecer de forma espacializada os volumes de água regulada (em porcentagem) para todos os eventos pluviométricos analisados (figura 17). As áreas com cores mais suaves representam aquelas onde a porcentagem de água regulada é menor, enquanto que as áreas com cores mais fortes representam as partes do município com maior capacidade de retenção de água, em função dos eventos analisados, das condições anteriores de umidade e da intensidade precipitada. Observe-se, ainda, que a área do perímetro urbano apresenta uma capacidade quase nula de retenção de água, o que resulta em uma baixa porcentagem de água regulada.

A partir do modelo pode-se ter também como variável de saída o volume médio de água regulada por evento (figura 18). Em seguida, a figura 19 representa a evolução do volume de água regulada no município de Araras-SP no período de 31 dezembro de 2006 a 26 de julho de 2007.

Figura 17: Porcentagem de água regulada no município de Araras-SP para os eventos pluviométricos analisados¹³⁷

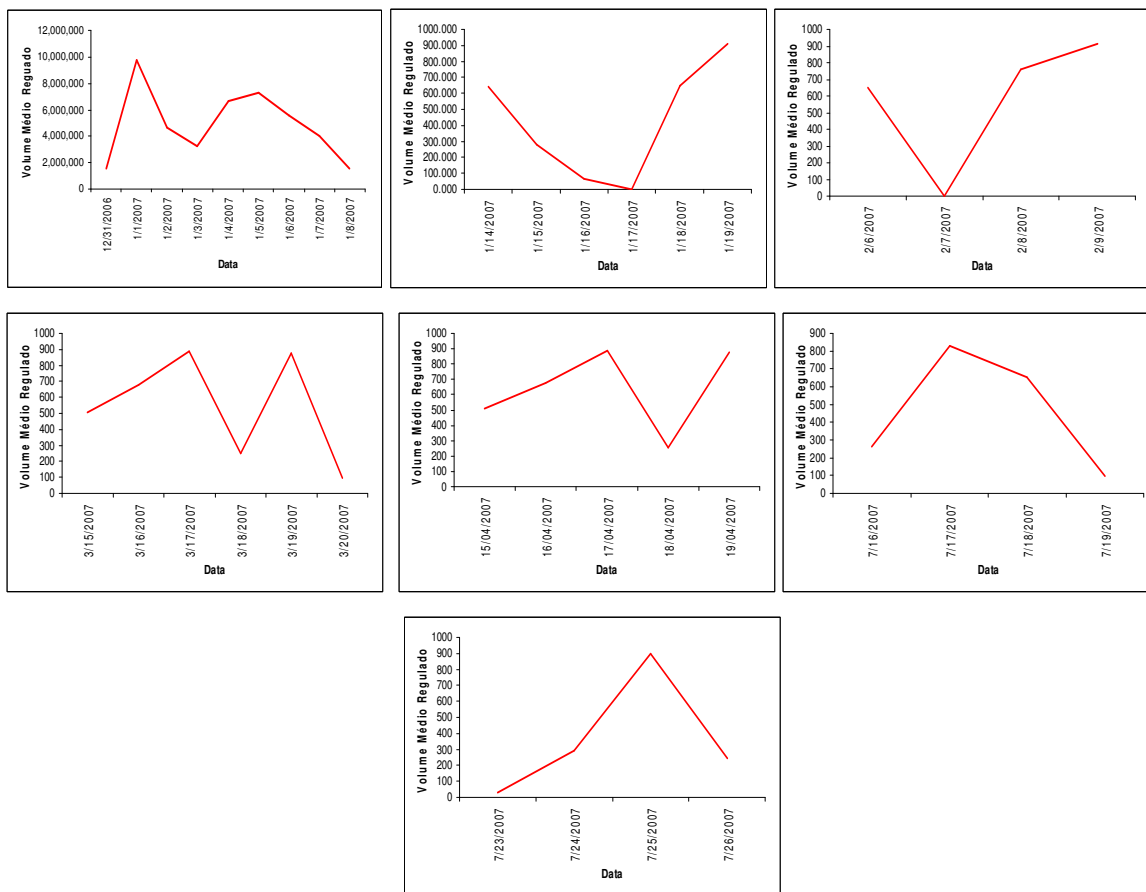


Segundo a proposta feita por Hein *et al.* (2006), descrita no capítulo 4, um processo de valoração dos serviços ecossistêmicos deve compreender cinco etapas, quais sejam: i. definição do ecossistema ou região onde os serviços ecossistêmicos serão valorados; ii. avaliação biofísica dos serviços ecossistêmicos contemplados; iii. valoração *stricto sensu*;

¹³⁷ Os eventos pluviométricos estão ordenados da esquerda para a direita (primeiro dia de cada evento).

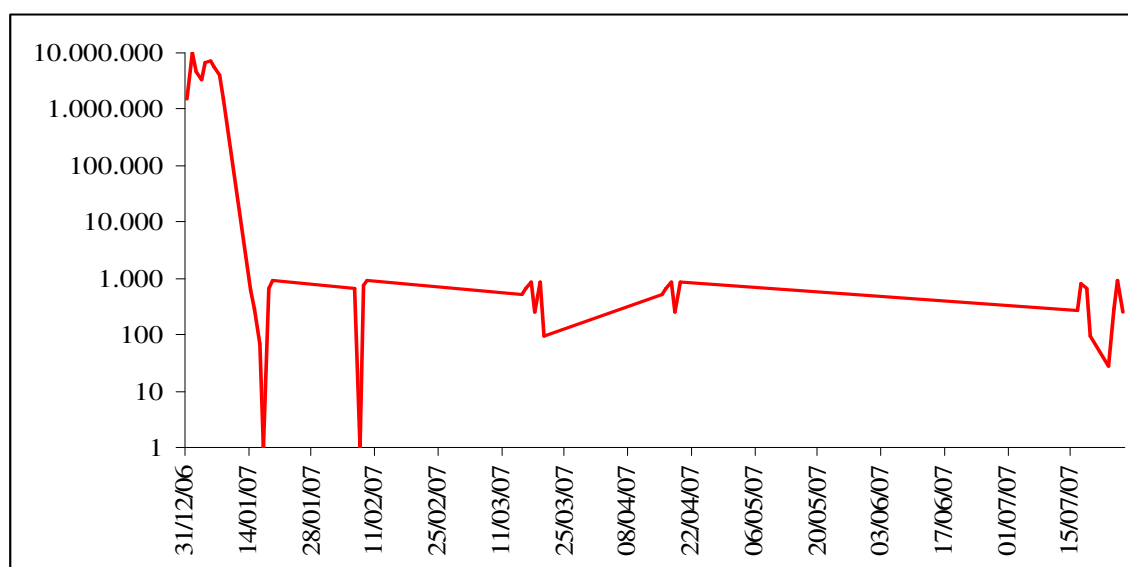
iv. agregação e comparação dos diferentes valores; e v. consideração das escalas apropriadas do ponto de vista dos *stakeholders*. Em termos de tal proposta, o modelo acima, ao analisar a trajetória do serviço de regulação, deve ser usado se o objetivo é um processo de valoração que considere as alterações dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Tal fato permite dizer que o modelo MIMES e todos os seus componentes são ferramentas operacionais úteis e que apresentam grande potencial para o aprimoramento da valoração dos serviços ecossistêmicos.

Figura 18: Volume médio de água regulada (em mm) no município de Araras-SP para os eventos pluviométricos analisados¹³⁸



¹³⁸ Os eventos pluviométricos estão ordenados da esquerda para a direita (volume médio regulado para cada dia de precipitação).

Figura 19: Evolução do volume regulado de água no município de Araras-SP no período de 26/12/2006 a 26/07/2007.



Os resultados derivados de um modelo como o acima apresentado permitem ao pesquisador maior clareza sobre a “performance” de determinado serviço ecossistêmico. A partir daí, procede-se a valoração *stricto sensu* com base nas informações obtidas pelo procedimento da modelagem. No caso da regulação de água, por exemplo, uma opção para valoração desse serviço seria a estimativa da perda de produtividade em culturas agrícolas devido à perda de água disponível para as plantas, diminuindo sua resistência em períodos de veranico¹³⁹. Pode-se, ainda, estimar o aumento do custo de irrigação para compensar a umidificação natural do solos¹⁴⁰.

Independente da forma selecionada para se valorar o dano associado à redução do fluxo do serviço ecossistêmico analisado, o fato é que um processo de valoração fundamentado em resultados da modelagem torna-se mais crível do ponto de vista dos

¹³⁹ Veranico é um período de estiagem dentro da estação chuvosa. A capacidade de regulação de água dos solos é fundamental para as plantas durante este intervalo de tempo. Se há perda de capacidade infiltração e retenção de água, espera-se haver uma menor resistências das culturas durante o veranico, resultando em aumentos de custos para irrigação e/ou perda de produtividade agrícola.

¹⁴⁰ Conforme já mencionado, Pimentel *et al.* (1995) estimou o custo adicional de irrigação nos EUA de US\$ 30.ha⁻¹ano⁻¹, considerando-se uma perda de 75 mm de água por hectare e uma taxa de erosão eólica de 17 toneladas (t) por hectare por ano.

stakeholders envolvidos. Estes também podem auxiliar na valoração dos impactos causados, visto que os modelos permitirão a visualização dos efeitos negativos resultantes, favorecendo a avaliação dos próprios *stakeholders* dos prejuízos causados pelas suas ações. Assim, ao tornarem mais claras as interdependências ecológicas, os modelos podem funcionar como uma fonte de informações integradora para *experts* e não *experts* na avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos. Ademais, a forma como os modelos são construídos e, aproveitando-se o potencial do MIMES, mesmo modelos simplificados de apenas um serviço ecossistêmico (como o adotado para ilustração) torna possível conhecer espacialmente a dinâmica dos serviços ecossistêmicos. Trata-se de uma importante informação, pois pode ser utilizada como forma para subsidiar mecanismos de geração de incentivos para preservação do capital natural.

O exercício aqui realizado ilustra o potencial do submodelos do MIMES para a avaliação da trajetória dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Neste primeiro momento, o modelo permitiu analisar apenas o serviço de regulação de água, mas os componentes presentes no MIMES permitem ao usuário modelar outros serviços ecossistêmicos. É importante lembrar que o objetivo aqui perseguido foi o de complementar a análise feita anteriormente para o serviço ecossistêmico de fertilidade natural dos solos (avaliado em termos de perda de nutrientes causada pelo processo de erosão), no sentido de chamar a atenção para o fato de que um processo de valoração mais amplo deve necessariamente contemplar outros serviços ecossistêmicos e ao mesmo tempo tentar elucidar quais as dinâmicas dos fluxos de serviços analisados. Tal dinâmica só pode ser analisada à luz de modelos que auxiliam o pesquisador a avaliar simultaneamente todas as variáveis que se pretende analisar.

É importante dizer ainda que a abordagem preliminar aqui utilizada ainda não permitiu explorar integralmente o potencial da ferramenta de modelagem. Na construção de cenários, por exemplo, é possível analisar a trajetória do serviço de regulação de água sob a hipótese de o município analisado cumprir totalmente com a legislação ambiental (20% de averbação de RL e manutenção de APPs). Outra possibilidade seria a junção do modelo acima com o modelo de *Land Use Change*, descrito no capítulo anterior. Este último, ao

analisar dinamicamente a evolução do uso de solo em determinada área, permite ao usuário conhecer os impactos sobre os serviços ecossistêmicos advindos da expansão/redução de usos mais ou menos propícios à provisão de serviços ecossistêmicos.

7.5 Notas conclusivas

Este capítulo teve como objetivo dar maior concretude à proposta de valoração dinâmico-integrada. Ainda em caráter preliminar, procurou-se demonstrar que a ferramenta da modelagem é importante para a correta avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos. Ela se configura como uma auxiliar no processo de valoração, subsidiando o seu executor ter uma melhor compreensão sobre a dinâmica dos serviços ecossistêmicos.

O caminho aqui percorrido foi o de, primeiramente, valorar um serviço ecossistêmico prestado pelo solo (fertilidade natural) através da aplicação de um método tradicional, qual seja, o do custo de reposição de nutrientes. Posteriormente, a ilustração da modelagem foi feita para mostrar que apenas a aplicação dos métodos não é suficiente para se avaliar corretamente todos os serviços ecossistêmicos que estão em jogo. Essa insuficiência não se deve exclusivamente ao método do custo de reposição de nutrientes, cuja construção metodológica é considerada adequada para os objetivos a que se propõe. Entretanto, não se pode esquecer que o solo, no exemplo utilizado, provê outros tipos de serviços ecossistêmicos que também são afetados pelo processo de erosão. É o caso do serviço de regulação de água, o qual pode ser mensurado a partir da avaliação da capacidade de retenção de água.

Apesar de o modelo utilizado retratar a dinâmica de apenas um serviço ecossistêmico (regulação de água), a ilustração colocada é uma amostra da potencialidade dos modelos inseridos no MIMES. Estes permitem a visualização espacial dos fenômenos analisados e também a integração de modelos mais simples a modelos mais complexos, num processo de complexão para entendimento das interdependências ecológicas.

Como uma aproximação do que se considera adequado para um processo de valoração dos serviços ecossistêmicos realmente dinâmico e integrado, a análise aqui feita pode ser considerada como um primeiro esforço no sentido de iniciar a efetiva junção da modelagem de serviços ecossistêmicos e sua valoração. Acredita-se ser esta uma importante agenda de pesquisa, a qual deve ser encampada principalmente pelos economistas ecológicos, para os quais deve existir a integração das perspectivas econômica e ecológica para se enfrentar o problema de degradação ambiental. Não se pode deixar de mencionar, ainda, que desdobramentos futuros de pesquisa devem atentar para outros aspectos da valoração dinâmico-integrada, como a incorporação dos valores socioculturais dos serviços ecossistêmicos.

CONCLUSÃO GERAL

“The nation behaves well if it treats the natural resources as assets which it must turn over to the next generation increased and not impaired in value.”

Inscrição do hall de entrada do *American Museum of Natural History*, em Washington, D.C.

“Humankind still has a lot to learn about the nature of value – and the value of nature.”

The Economics of Ecosystem and Biodiversity Report

Esta tese teve como principal objetivo contribuir para o aperfeiçoamento metodológico do processo de valoração dos serviços ecossistêmicos. A hipótese básica adotada foi de que esta deve contar com a utilização da ferramenta de modelagem econômico-ecológica como requisito básico para compreensão da dinâmica ecológica envolvida e a incorporação dos valores de outros serviços ecossistêmicos que de outra maneira não seriam captados.

A utilização irracional dos recursos do capital natural tem levado à contínua degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos, os quais são fundamentais para o suporte à vida e para o bem-estar humano. Como ciência comprometida com a gestão eficiente de recursos escassos, a Economia deve envidar esforços teóricos e metodológicos que forneçam subsídios para a formulação de políticas ambientais que evitem e/ou revertam a atual trajetória de degradação de recursos ambientais necessários para o bem-estar humano. Seus métodos de análise devem ser repensados de forma a contemplar a nova problemática do capital natural como fator escasso e limitante do crescimento econômico.

Em sua grande maioria, os serviços ecossistêmicos são bens públicos e, devido a isso, não são incorporados nas transações econômicas tradicionais. Essa falha de mercado teoricamente seria solucionada a partir do momento em que a estes serviços fossem atribuídos valores de forma que se pudesse proceder à sua alocação eficiente. Entretanto, a forma como se dá essa atribuição de valores – a valoração – é inadequada, pois se baseia em pressupostos que ignoram a natureza peculiar dos serviços ecossistêmicos (complexidade, irreversibilidades, não linearidades, etc.). Em especial, cabe notar a

pressuposição de que capital natural e capital produzido são substituíveis entre si. Esta substituíbilidade ocorre, na margem, basicamente em relação ao capital natural como fonte de matérias-primas. Ela praticamente inexistente quando se trata do capital natural como fonte de serviços ecossistêmicos.

Como base física para geração dos serviços ecossistêmicos, os ecossistemas – ou de maneira mais genérica, o capital natural – devem ser tratados como ativos que rendem fluxos de serviços (renda natural) vitais para o bem-estar humano. Ao se discutir as principais especificidades do capital natural e os inconvenientes de uma análise baseada no esquema convencional, uma das contribuições de natureza teórica deste trabalho foi apresentar de maneira sistematizada os princípios que devem ser observados ao se considerar os ecossistemas como um portfólio natural. A proposta feita é de que questões relativas à sua gestão sustentável, prudente e eficiente sejam tratadas à luz de uma estrutura analítica chamada de “Economia dos Ecossistemas”, cujo fulcro seria a consideração da estrita dependência humana sobre os seus benefícios.

Para se alcançar uma gestão eficiente e prudente dos recursos do capital natural, a valoração dos serviços por ele prestados assume papel de relevância. Entretanto, como foi visto no quarto capítulo, a atual prática da valoração dos serviços ecossistêmicos padece de sérias limitações, principalmente no que diz respeito à desconsideração da dinâmica ecológica subjacente. Ao se revisitar os pressupostos teóricos que fundamentam a valoração e os estudos que dela fizeram uso, verificou-se que os vieses identificados podem ser agrupados em três pontos principais: i. excessiva ênfase na dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos e a hipótese implícita de que as preferências são ponderadas pelo poder aquisitivo dos agentes; ii. hipóteses inadequadas sobre o comportamento dos agentes econômicos; iii. desconsideração sobre a complexidade dos processos ecológicos e suas interdependências.

A junção dos três pontos indicados acima suporta o principal argumento defendido nesta tese: o *processo* de valoração dos serviços ecossistêmicos deve ser refinado no sentido de considerar a utilização de ferramentas que o auxiliem na superação de suas limitações. Procurou-se demonstrar, ainda, que a valoração (ou avaliação) dos serviços ecossistêmicos não deve ser restrita apenas à mera aplicação dos métodos, devendo ser um

processo mais amplo no qual sejam considerados aspectos econômicos, ecológicos e sociais.

Os problemas levantados no quarto capítulo demandam a proposição de novos procedimentos com relação à valoração dos serviços ecossistêmicos. A proposta feita foi a de uma abordagem de valoração mais ampla – chamada de valoração dinâmico-integrada – na qual as considerações acima são explicitamente incorporadas. Importante frisar que ela não se refere ao desenvolvimento de novos métodos, mas sim à dilatação do processo de valoração, admitindo-se que o uso da modelagem econômico-ecológica é uma condição *sine qua non* para que sejam levadas em conta a dinâmica ecológica e suas interfaces com o sistema econômico.

A valoração dinâmico-integrada visa integrar a valoração *stricto sensu* à análise mais geral das alterações nos fluxos físicos de serviços ecossistêmicos e seus efeitos sobre as variáveis econômicas. Pode ser considerada como um paradigma distinto de valoração, uma vez que tem como objetivo não apenas a eficiência econômica e a alocação de recursos ambientais escassos, mas também a sustentabilidade ecológica e social.

A proposta da valoração dinâmico-integrada é a principal contribuição desta tese. Com o auxílio de aplicações práticas da valoração dos serviços ecossistêmicos no quinto e sétimo capítulos, espera-se ter ficado claro que o processo de valoração não pode dispensar o uso da modelagem enquanto instrumento de avaliação biofísica dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Sem essa ferramenta não há como proceder-se a um exercício de valoração que realmente se aproxime do valor dos serviços ecossistêmicos.

Particularmente, o exemplo ilustrativo utilizado no último capítulo demonstrou que a prática usual de pura aplicação dos métodos de valoração não é suficiente para um processo de valoração capaz de capturar corretamente o valor dos serviços ecossistêmicos afetados pelas intervenções antrópicas. Utilizando-se o caso da erosão do solo, percebeu-se que comumente se considera apenas um serviço ecossistêmico, cujo valor econômico é representado pelo custo de reposição dos nutrientes perdidos pelo processo erosivo.

A erosão do solo, porém, afeta outros serviços ecossistêmicos dele derivados, havendo a necessidade de se ampliar o processo de valoração. Entretanto, a complexidade, o grande número de variáveis e a interdependência dos fatores ecológicos exigem o uso de

ferramentas adequadas que possibilitem ao executor da valoração melhor compreender a dinâmica ecológica envolvida. Mesmo em situações simplificadas, como é o caso do exemplo utilizado, no qual se considerou apenas o serviço de regulação de água, procurou-se demonstrar que o uso da modelagem na forma como é proposta dentro da estrutura MIMES é essencial para a visualização da dinâmica espacial de determinada função ecossistêmica. Além disso, modelos mais simples dentro do MIMES permitem sua subsequente integração com modelos mais complexos, nos quais se contempla um maior número de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos, tornando possível a análise de suas trajetórias em função de *drivers* de mudanças, tais como a dinâmica de uso dos solos, numa abordagem ao mesmo tempo dinâmica e integrada.

Em termos de repercussão sobre políticas públicas, a proposta aqui desenvolvida pode auxiliar no monitoramento e avaliação dos chamados Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE), uma modalidade de Política Ambiental que vem ganhando grande aderência entre os gestores ambientais. Ao permitir a elaboração de cenários e a avaliação da trajetória dos serviços ecossistêmicos, a valoração dinâmico-integrada, fundamentada na modelagem econômico-ecológica, oferece um leque de informações que pode indicar ganhos ou perdas em termos de serviços ecossistêmicos e, em última instância, a eficiência de tais políticas. Ademais, uma valoração mais acurada diminui a assimetria de informações entre os agentes, facilitando um processo de negociação mais transparente, com menores custos de transação e que leve em consideração os *trade-offs* envolvidos.

Naturalmente, restam grandes desafios a serem transpostos. Primeiro, há que se avançar na sintonia entre economistas, ecólogos, biólogos e demais pesquisadores. O diálogo construtivo e aberto entre esses profissionais é essencial para a construção de uma massa crítica sólida para se desvendar os nexos entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano. Segundo, deve-se enfrentar a escassez de informações através da construção de uma base ampla de dados que subsidie processos de avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos.

Por fim, refinamentos constantes nos modelos econômico-ecológicos devem ser perseguidos no intuito de representar de forma cada vez mais fiel os fenômenos reais de interação entre os meios natural e humano. Deve-se, ainda, avançar na melhor sintonia

entre tais modelos e técnicas de georreferenciamento de forma a permitir o melhor tratamento das escalas espaciais dos serviços ecossistêmicos.

Os pontos acima indicam que a ideia de um processo de valoração realmente dinâmico e integrado ainda tem um longa trajetória a ser percorrida. A contribuição deste trabalho foi de indicar alguns passos iniciais na direção da real diferenciação metodológica entre a Economia Ecológica e a Economia Ambiental Neoclássica. A transição entre uma fase de elaboração de críticas e o tirocínio de novas práticas é um processo necessário, porém desafiador. Se a impressão geral deste trabalho permitir sua interpretação como sendo um esforço no sentido de pontuar e direcionar essa transição, é válido afirmar que seu principal objetivo foi alcançado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHARYA, G., 2000. Approaches to valuing the hidden hydrological services of wetland ecosystems. *Ecological Economics* 35, p. 63-74.
- ADAMOWICZ, W.L., 2004. What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 48(3), p. 419-443.
- ADAMS, C., MOTTA, R.S da, ORTIZ, R.A., REID, J., AZNAR, C.E., SINISGALLI, P.A.A., 2008. The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: economic valuation of Morro do Diabo, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil). *Ecological Economics* 66, 359-370.
- ALBERINI, A., KAHN, J.R., 2006. *A Handbook of Contingent Valuation*. London: Edward Elgar Publishers, 1ª edição.
- ALEXANDER, A.M., LIST, J.A, MARGOLIS, M., D'ARGE, R.C., 1998. A method for valuing global ecosystem services. *Ecological Economics* 27, p. 161-170.
- ALLEN, B.P., LOOMIS, J.B., 2006. Deriving values for the ecological support function of wildlife: and indirect approach. *Ecological Economics* 56, p. 49-57.
- ALLSOPP, M.H., DE LANGE, W.J., VELDTMAN, R., 2008. Valuing insect pollination with cost of replacement. *PLoS ONE* 3(9), 1-8.
- ALPIZAR, F., CARLSSON, F., MARTINSSON, P., 2001. Using choice experiments for non-market valuation. *Working Papers in Economics* n. 54, Department of Economics – Göteborg University, junho de 2001.
- ALTIERI, M.A., NICHOLS, C.I., 2003. Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil Tillage Research* 72, 203–211.
- AMAZONAS, M. de C., 2009a. O Pluralismo da Economia Ecológica e a Economia Política do Crescimento e da Sustentabilidade. In: *Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*, edição número 20 (janeiro-abril/2009).
- AMAZONAS, M. de C., 2009b. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1 (53), p. 183-212.
- AMAZONAS, M. de C., 2002a. Economia ambiental neoclássica e desenvolvimento sustentável. In: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito*. Brasília: Edições Ibama.

- AMAZONAS, M. de C., 2002b. Desenvolvimento sustentável e a economia ecológica. In: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito*. Brasília: Edições Ibama.
- AMBRÓSIO, L.A., FASIABEN, M.C.R, MORAES, J.F.L, 2008. Dinâmica dos usos e coberturas da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica dos rios Mogi Guaçu e Pardo, no período entre 1988 e 2002. In: XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural (SOBER), 2008, Rio Branco. Amazônia, mudanças globais e agronegócio: o desenvolvimento em questão,
- AMIR, S., 1989. On the use of ecological prices and systems-wide indicators derived therefrom to quantify man's impact on the ecosystem. *Ecological Economics* 1(3), 203–231.
- ANJOS, L.H.C dos, VAN RAIJ, B., 2004. Indicadores de processos de degradação de solos. In: ROMEIRO, A.R. (ed), 2004. *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. Campinas.SP: Editora da Unicamp, São Paulo, SP: Imprensa Oficial do estado de São Paulo.
- ARRAES, R.A., DINIZ, M.B., DINIZ, M.J.T., 2006. Curva ambiental de *Kuznets* e desenvolvimento econômico sustentável. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 44(3), 525-547.
- ARROW, K., BOLIN, B., COSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C.S., JANSSON, B.-O., LEVIN, S., MÄLER, K.-G., PERRINGS, C., PIMENTEL, D., 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268, 520–521.
- AZQUETA, D., SOTELSEK, D., 2007. Valuing Nature: from environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics* 63, 22-30.
- BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2010. Taxa de Câmbio – 1994. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/>> Acesso em: jan. de 2010.
- BARAL, N., STERN, M.J., BHATTARAI, R., 2008. Contingent valuation of ecotourism in Annapurna conservation area, Nepal: implications for sustainable park finance and local development. *Ecological Economics* 64, 218-227.
- BARBIER, E.B., 2003. The role of natural resources in economic development. *Australian Economic Papers* 42 (2), 253-272
- BARBIER, E.B., HEAL, G.M., 2006. Valuing Ecosystem Services. *The Economists' Voice* 3(3), artigo 2. Disponível em: <<http://www.bepress.com/ev/vol3/iss3/art2>>. Acesso: abril de 2009.
- BARNES, P., 2006. *Capitalism 3.0: a Guide to Reclaiming the Commons*. San Francisco: Berret-Koehler Publishers.

- BARNES, P., COSTANZA, R., HAWKEN, P., ORR, D., OSTROM, E., UMAÑA, A., YOUNG, O., 2008. Creating an Earth Atmospheric Trust. *Science* 319, 724.
- BARRIOS, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64, 269-285.
- BELLINAZZI JUNIOR, R., BERTONI, D., LOMBARDI NETO, F., 1981. A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: Simpósio sobre o controle da erosão., 2ª edição, São Paulo. Anais. Sao Paulo:ABGE, q981. p.117-137.
- BENNET, E.M., PETERSON, G.D., LEVITT, E.A., 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8, 125-132.
- BERKES, F., FOLKE, C., 1994. Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital. In: JANSSON, A.M., HAMMER, M., Folke, C., COSTANZA, R. (eds.). *Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington DC: Island Press, pp. 22-37.
- BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., 1999. *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone.
- BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., 1985. *Conservação do solo*. São Paulo: Livroceres.
- BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E.(T)., COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S., NORGAARD, R., NORTON, B., PAYNE, J., RUSSEL, C., SUTER, G., 1995. Issues in Ecosystem Valuation: Improving Information for Decision Making. *Ecological Economics* 14, 73-90.
- BINGHAM, T.H., DAVID, E., GRAHAM-TOMASSI, T., KEALY, M.J., LEBLANC, M., LEEWORTHY, R., 1992. Benefits Transfer: proceeds, problems and research needs. In. 1992 Association of Environmental and Resource Economists Workshop, Snowbird, Utah, junho de 1992.
- BISHOP, R. C., 1993. Economic efficiency, sustainability, and biodiversity, *Ambio* 22(2-3), 69-73.
- BOCKSTAEL, N. E., FREEMAN III, A.M., KOPP, R.J., PORTNEY, P.R., SMITH, V.K., 2000. On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental & Science Technology* 34, 1384-1389.
- BOCKSTAEL, N., COSTANZA, R., STRAND, I., BOYNTON, W., BELL, K., WAINGER, L., 1995. Ecological Economic Modeling and Valuation of Ecosystems. *Ecological Economics* 14(2), 143-159.

- BOULDING, K.E., 1966. The economics of the coming spaceship earth. In: JARRETT, H. (ed.). *Environmental quality in a growing economy*. Baltimore: John Hopkins University Press.
- BOUMANS, R., COSTANZA, R., 2007. The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES). In: VAN BERS, C., PETRY, D., PAHL-WOSTL, C. (eds.), 2007. *Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy*. Report on the joint TIAS-GWSP workshop held at the University of Maryland University College, Adelphi, USA, 10 and 11 May 2007. *GWSP Issues in Global Water System Research*, n° 2. GWSP IPO, Bonn. 2:102-106.
- BOUMANS, R., COSTANZA, R., FARLEY, J., WILSON, M.A., PORTELA, R., ROTMANS, J., VILLA, F., GRASSO, M., 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41, 529-560.
- BRAND, F., 2009. Critical natural capital revisited: ecological resilience and sustainable development. *Ecological Economics* 68(3), 605-612.
- BRASIL, 2001. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil>>. Acesso em: jan. de 2010.
- BRASIL, 1965. Lei n° 4.771, que institui o Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil>>. Acesso em: jan. de 2010.
- BROWN, M.T., HERENDEEN, R.A., 1996. Embodied energy analysis and EMERGY analysis: a comparative view. *Ecological Economics* 19, 219-235.
- BRUNDTLAND, G.H., 1987. *Our common future*. Report of the World Commission of Environment and Development – United Nations.
- CAMPORA, A.L., MAY, P.H., 2006. A valoração ambiental como ferramenta de gestão em unidades de conservação: há convergência de valores para o bioma Mata Atlântica? *Megadiversidade* 2(1-2), 24-38.
- CARSON, R.T., 2000. Contingent valuation: a user's guide. *Environmental & Science Technology* 34, 1413-1418.
- CASTRO, O.M., 1987, *Degradação do solo pela erosão*. Belo Horizonte: Informe Agropecuário, v. 13, n° 147.
- CBD, 1992. Convention on Biological Diversity. Concluded at Rio de Janeiro – 5 June 1992. Disponível em: <<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-en.pdf>>. Acesso em: jun. 2009.

- CHIESURA, A., DE GROOT, R., 2003. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics* 44(2-3), 219-231.
- CHOW, V.T, MAIDMENT, D.R., MAYS, L.W., 1998. *Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill.
- CIRIACY-WANTRUP, S., 1947. Capital returns from soil-conservation practices. *Journal of Farm Economics* 29(4), 1181-1196;
- CLARK, C.W., 1973. The economics of overexploitation. *Science* 181(4100), 630-634.
- COASE, R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, 1-44.
- COMMON, M., STAGL, S., 2005. *Ecological economics: An introduction*. Cambridge: University Press.
- COSTANZA, R., 2009. Toward a new sustainable economy. *Real-world economics review*, issue n. 49 (12 de março): 20-21.
- COSTANZA, R., 2008a. Ecosystem services: multiple classifications systems are needed. *Biological Conservation* 141, p. 350-352.
- COSTANZA, R., 2008b. Stewardship for a “full” world. *Current History* 107, 30-35.
- COSTANZA, R., 2006. Nature: ecosystems without commodifying them. *Nature* 443, 749.
- COSTANZA, R., 2003. Social goals and valuation of natural capital. *Environmental Monitoring and Assessment* 86, p. 19-28.
- COSTANZA, R., 2001. Visions, values, valuation, and the need for an ecological economics. *BioScience* 51, 459-468.
- COSTANZA, R., 2000. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems* 3, 4-10.
- COSTANZA, R., 1994. Economia ecológica: uma agenda de pesquisa. IN: MAY, P.H., MOTTA, R.S. (org). *Valorando a natureza: a análise econômica para o desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: Campus.
- COSTANZA, R., VOINOV, A., BOUMANS, R., MAXWELL, T., VILLA, F., WAINGER, L., VOINOV, H., 2002. Integrated ecological economic modeling of the Patuxent River watershed, Maryland. *Ecological Monographs* 72 (2), p. 203-231.
- COSTANZA, R. DALY, H.E., FOLKE, C., HAWKEN, P., HOLLING, C.S., MCMICHAEL, A.J., PIMENTEL, D., RAPPORT, D., 2000. Managing our environmental portfolio. *BioScience*, 50 (2), 149-155.

- COSTANZA, R., RUTH, M., 1998. Using Dynamic Modeling to Scope Environmental Problems and Build Consensus. *Environmental Management* 22(2), 183-195.
- COSTANZA, R., ANDRADE, F., ANTUNES, P., VAN DEN BELT, M., BOERSMA, D., BOESCH, D.F., CATARINO, F., HANNA, S., LIMBURG, K., Low, B., MOLITOR, M., PEREIRA, J.G., RAYNER, S., SANTOS, R., Wilson, J., YOUNG, M., 1998a. Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281, 198-199.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1998b. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25, 67-72.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- COSTANZA, R., WAIGNER, L., FOLKE, C., MÄLER, K.-G., 1993. Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature. *BioScience* 43, 545-555.
- COSTANZA, R., DALY, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6, 37-46.
- COSTANZA, R., FARBER, S.C., MAXWELL, J., 1989. Valuation and management of wetlands ecosystems. *Ecological Economics* 1, 335-361.
- COSTANZA, R., DALY, H. E., 1987. Toward an ecological economics. *Ecological Modelling* 38, p. 1-7.
- COUTINHO, M. C., 1993. Fisiocracia – um ramo francês nos primórdios da economia política. In: COUTINHO, M. C. *Lições de Economia Política Clássica*. São Paulo: Hucitec, 49-96.
- CUNHA, F.L.S. da, 2008. Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas. Tese de Doutorado – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).
- CZAJKOWSKI, M., BUSZKO-BRIGGS, M., HANLEY, N., 2009. Valuing changes in forest biodiversity. *Ecological Economics* 68(12), p. 2910-2917.
- DAILY, G.C., MATSON, P.A., 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceeding of the National Academy of Science* 105(28), 9455-9456.

- DAILY, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Washington, DC.: Island Press.
- DAILY, G.C, SÖDERQVIST, T., ANIYAR, S., ARROW, K., DASGUPTA, P., EHRLICH, P.R., FOLKE, C., JANSSON, AM., JANSSON, B-O., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MÄLER, K-G., SIMPSON, D., STARRETT, D., TILMAN, D., WALKER, B., 2000. The Value of Nature and Nature of Value. *Science* 289(5478), 395-396.
- DALY, H.E., 2005. Economics in a full world. *Scientific American* (September), 100-107.
- DALY H.E., 1998. The return of Lauderdale's paradox. *Ecological Economics* 25, 21–23.
- DALY, H.E., 1996. *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*. Boston: Beacon Press.
- DALY, H.E., 1993. Ecological economics: The concept of scale and its relation to allocation, distribution, and uneconomic growth. *Discussion Paper: School of Public Affairs, University of Maryland*.
- DALY, H.E., 1992 Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6, 185-193.
- DALY, H.E., 1968 On economics as a life science. *The Journal of Political Economy* 76(3), 392-406.
- DALY, H.E., FARLEY, J., 2004. *Ecological economics: Principles and applications*. Washington, DC.: Island Press.
- DALY, H.E., COBB JR., J.B., 1989. *For the common good: redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future*. Boston: Beacon Press.
- DAVIS, R., 1963. The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods. Ph.D. dissertation, Department of Economics, Harvard University.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- DeFRIES, R., BOUNOUA, L., 2004. Consequences of land use change for ecosystem services: a future unlike the past. *GeoJournal* 61, 345–351.
- DEFRIES, R.S., FOLEY, J.A., ASNER, G.P., 2004. Land-Use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5), 249-257.

- DIAMOND, P., HAUSMAN, J., 1994. Contingent valuation: Is some number better than no number? *The Journal of Economic Perspective* 8 (4), p. 45-64.
- DIAZ-BALTEIRO, L., ROMERO, C., 2008. Valuation of environmental goods: a shadow value perspective. *Ecological Economics* 64, 517-520.
- DORAN, J.W., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J.W., JONES, A.J (ed.), 1996. *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 25-37.
- DORMAN, P., 2005. Evolving knowledge and the precautionary principle. *Ecological Economics* 53, 169-176.
- ECOAGRI, 2006. Diagnóstico Ambiental da Agricultura no estado de São Paulo: Bases para um desenvolvimento rural sustentável. III Relatório Técnico. Maio de 2006. Disponível em <<http://ecoagri.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: jan. de 2010.
- EFTEC (Economic for the Environment Consultancy), 2005. Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: a literature review. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra). Disponível em: <<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomicocialandecologicalvalueofecosystems-services.pdf>>. Acesso: maio de 2008
- EL SERAFY, S. 1998. Pricing the invaluable: the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25(1), p. 25-27.
- ENGLAND, R.W., 1986. Production, distribution and environmental quality: Mr. Sraffa reinterpreted as an ecologist. *Kyklos* 39, 230-244.
- ERNST, C., 2004. Protecting the Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water. Trust for Public Land, Washington D.C.
- FARBER, S., COSTANZA, R., CHILDERS, D.L., ERICKSON, J., Gross, K., GROVE, M., HOPKINSON, C.S., KAHN, J., Pincetl, S., TROY, A., WARREN, P., WILSON, M., 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience* 56(2), 117-129.
- FARBER, S.C., COSTANZA, R., WILSON, M.A., 2002. Economic and ecological concepts of valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41, 375-392.
- FARBER, S.C., GRINER, B., 2000. Using Conjoint Analysis to value Ecosystem Change. *Environmental & Science Technology* 34, 1407-1412.
- FARLEY, J., 2008a. The role of price in conserving critical natural capital. *Conservation Biology* 22(6), 1399-1408.

- FARLEY, J., 2008b. Valuing natural capital: the limits of marginal valuation in complex systems. In: *Economics and Conservation in the Tropics: a Strategic Dialogue – Conference Papers*.
- FREEMAN, R.E., 1984. *Strategic Management: A Stakeholder Approach*. Boston: Pitman.
- FRIEDMAN, B., 2005. *The Moral Consequences of Economic Growth*. New York: Alfred A. Knopf.
- FUNDAÇÃO SEADE, 2010. População total, população urbana e população rural dos municípios paulistas – 2009. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/>>. Acesso em: jan. de 2010.
- GAMPER, C.D.; TURCANU, C., 2007. On the governmental use of multi-criteria analysis. *Ecological Economics* 62, 298-307.
- GATELY, M., 2008. Dynamic modeling to inform environmental management: applications in energy resources and ecosystem services. Community Development and Applied Economics; University of Vermont. Master thesis.
- GEORGESCU-ROEGEN, N., 2005. Métodos em ciência econômica. *Economia Ensaio* 20 (1), p. 7-16. [reprodução]
- GEORGESCU-ROEGEN, N., 1986. The entropy law and the economic process in retrospect. *Eastern Economic Journal* 12, n.1.
- GEORGESCU-ROEGEN, N., 1979. Energy analysis and economic valuation. *The Southern Economic Journal*. 45, 1023–1058.
- GEORGESCU-ROEGEN, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Cambridge: Harvard University Press.
- GOMES, A.G., VARRIALE, M.C., 2004. *Modelagem de ecossistemas: uma introdução*. Santa Maria: Editora UFSM.
- GONÇALVES, J.S., SOUZA, S.A.M., ANGELO, J.A., COELHO, P.J., 2007. Agropecuária paulista: transformações do período de 1969-1971 a 2002-2004. In: CANO, W., BRANDÃO, C.A., MACIEL, C.S., MACEDO, F.C. (org), 2007. *Economia Paulista: dinâmica socioeconômica entre 1980 e 2005*. Campinas: Alínea.
- GONZÁLEZ, B.A., 2004. La valoración económico-ecológica y la presente coyuntura socioecológica latinoamericana. In: UICN (Unión Mundial para la Naturaleza), 2004. *Valoración económica, ecológica y ambiental: análisis de casos em Iberoamérica*. San Jose: EUNA.

- GOWDY, J.M., 1997. The value of biodiversity: markets, society, and ecosystem. *Land Economics* 73(1), 25-41.
- GREGORY, R., LICHTENSTEIN, S., SLOVIC, P., 1993. Valuing environmental resources: a constructive approach. *Journal of Risk and Uncertainty* 7, 177-197.
- GROSSMAN, G.M., KRUEGER, A.B., 1994. Economic Growth and the Environment. *NBER Working Paper*, n° 4634, fevereiro.
- GUO, Z., XIAO, XIANGMING, X., GAN, Y., ZHENG, Y., 2001. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics* 38, 141-154.
- HARDIN, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243-1248.
- HARGROVE, E.C., 1989. *Foundations of Environmental Ethics*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- HARRIS, G., 2002. Integrated assessment and modeling: an essential way of doing science. *Environmental and Modelling & Software* 17, 201-207.
- HARRIS, J.M., GOODWIN, N.R., 2003. Reconciling growth and the environment. Global Development and Environment Institute. *Working Paper* n° 03-03.
- HEAL, G., 2000. Valuing Ecosystem Services. *Ecosystems* 3, 24-30.
- HEIN, L., VAN KOPPEN, K., DE GROOT, R.S., VAN IERLAND, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57(2), 209-228.
- HELLIWELL, D.R., 1969: Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3, 41-49.
- HERENDEEN, R.A., 1998. Monetary-costing environmental services: nothing is lost, something is gained. *Ecological Economics* 25, 29-30.
- HU, H., LIU, W., CAO, M., 2008. Impact of land use and land cover changes on ecosystem service in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment* 146, 147-156.
- HUETING, R., REIJNDERS, L., de BOER, B., LAMBOOY, J., JANSEN, H., 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25, 31-35.
- HUGON, P., 1995. *História das doutrinas econômicas*. São Paulo: Atlas.
- IEA, 2010. Instituto de Economia Agrícola. Preços médios mensais pagos pela agricultura – 2007. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/index.php>>. Acesso em: jan. de 2010.

- IPEADATA, 2010a. Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) – 1994-2007. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: jan. de 2010.
- IPEADATA, 2010b. Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios paulistas – 1985-2006. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: jan. de 2010.
- JORGENSEN, S.E., 1992. *Integration of ecosystem theories: a pattern*. Dordrecht (The Netherlands): Kluwer Academic Publishers.
- JUDSON, D.H., 1989. The convergence of neo-Ricardian and embodied energy theories of value and price. *Ecological Economics* 1(3), 261-281.
- KAKADE, B., KULKARNI, H., BUTTERWORTH, J., 2002. Watersheds and water services. In: 28th WEDC Conference, Calcuta, India.
- KAPLOWITZ, M.D., HOEHN, J.P., 2001. Do focus groups and personal interviews cast the same light on natural resource valuation? *Ecological Economics* 36(2), 237–247.
- KING, R.T., 1966: Wildlife and man. *NY Conservationist* 20(6), 8–11.
- KOLSTAD, C.D., 2000. *Environmental Economics*. Oxford: Oxford University Press.
- KREMEN, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, p. 468-479.
- KREUTER, U.P., HARRIS, H.G., MATLOCK, M., LACEY, R.E., 2001. Change in ecosystem service values in San Antonio area, Texas. *Ecological Economics* 39, 333-346.
- KRUTILLA, J.V., 1967. Conservation reconsidered. *The American Economic Review* 57(4), 777-786.
- KUTNER, A.S., CONTE, A.E., NITTA, T., 2001. Análise Geológica e Caracterização dos Solos para avaliação do coeficiente de escoamento superficial na bacia do Alto Tietê. In: XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracajú-SE, 25-29/11/2001, ABRH, 10.pdf.1CD ROM.
- KUZNETS, S., 1955. Economic Growth and Income Inequality. *The American Economic Review* 4(1), 1-28.
- LAMBIN, E. F., TURNER, B. L., GEIST, H. J., AGBOLA, S. B., ANGELSEN, A., BRUCE, J. W., COOMES, O.T., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P.S., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI, X., MORAN, E.F., MORTIMORE, M., RAMAKRISHNAN, P.S., RICHARD, J.F., SKANES, H., STEFFEN, W., STONE, G.D., SVEDIN, U., VELDKAMP, T.A., VOGEL, C., XU, J.,

2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261–269.
- LANT, C.L., RUHL, J.B., KRAFT, S.E., 2008. The tragedy of ecosystem services. *BioScience* 58, 969-974.
- LANT, C.L., KRAFT, S.E., BEAULIEU, J., BENNET, D., LOFTUS, T., NICKLOW, J., 2005. Using GIS-based ecological-economic modeling to evaluate policies affecting agricultural watersheds. *Ecological Economics* 55, 467-484.
- LAVELLE, P., DECAËNS, T., AUBERT, M., BAROT, S., BLOUIN, M., BUREAU, F., MARGERIE, P., MORA, P., ROSSI, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 24, S3-S15.
- LEVIN, S. A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1, 431-436.
- LI, R Q., DONG, M., CUI, J.Y., ZHANG, L.L., CUI, G.Q., HE, W.M., 2007. Quantification of the impact of land use and land cover changes on ecosystem services: A case study in Pingbian county, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 503–510.
- LIMA, G.T., 1999. Naturalizando o capital, capitalizando a natureza: o conceito de capital natural no desenvolvimento sustentável. *Texto para Discussão do Instituto de Economia da UNICAMP*, texto n. 74.
- LIMBURG, K.E., O'NEILL, R.V., COSTANZA, R., FARBER, S., 2002. Complex systems and valuation. *Ecological Economics* 41, p. 409–420.
- LIMBURG, K.E., FOLKE, C., 1999. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. *Ecological Economics* 29, p. 179-182.
- LIPSEY, R.G., CHRYSTAL, K.A., 2007. *Economics*. New York: Oxford University Press.
- LOMBARDI NETO, F., BELLINAZZI JÚNIOR, R., GALETI, P.A., BERTOLINI, D., LEPSCH, I.F., OLIVEIRA, J.B., 1989. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. In: Simpósio sobre terraceamento agrícola. Campinas: Fundação Cargill, 99-124.
- LOTKA, A. J., 1956. *Elements of mathematical biology*. New York: Dover Publications.
- MAIA, A.G., ROMEIRO, A.R., 2008. Validade e confiabilidade do método de custo de viagem: um estudo aplicado ao Parque Nacional da Serra Geral. *Economia Aplicada* 12(1), 103-123, jan-mar.

- MAIA, A.G., ROMEIRO, A.R., REYDON, B.P., 2004. Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, n° 116, março.
- MARQUES, J. F., 1995. Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental. Tese de Doutorado/USP. São Paulo. 257 p.
- MARTINEZ-ALIER, J., MUNDA, G., O'NEILL, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26, 277-286.
- MARTÍN-LÓPEZ, B. GÓMEZ-BAGGETHUN, E., LOMAS, P.L., MONTES, C., 2009. Effects of spatial and temporal scales on cultural services valuation. *Journal of Environmental Management* 90, 1050-1059.
- MAY, P.H.(coord.), 2005. Valoração econômica dos recursos naturais da Mata Atlântica: estado da arte. RJ, SOS Mata Atlântica.
- MCCAULEY, D.J., 2006. Selling out on Nature. *Nature* 443, 7 de setembro, p. 27-28.
- MCNEILL, J.R., 2000. *Something new under the sun: an environmental history of the twentieth-century world*. New York: Norton.
- MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J., BEHRENS III, W., 1972. *Limits to growth*. Nova York: Universe Books.
- MENDONÇA, L.A.R., VÁSQUEZ, M.A.N., FEITOSA, J.V., OLIVEIRA, J.F. de, FRANCA, R.M. da, VÁSQUEZ, E.M.F., FRISCHKORN, H., 2009. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. *Eng. Sanit. Ambient.* 14(1), 89-98.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), 2005a. *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), 2005b. *Ecosystem and Human Well-Being: Scenarios*, Volume 2. Washington, D.C.: Island Press.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), 2003. *Ecosystem and Human Well-Being: A framework for assessment*. Washington, D.C.: Island Press.
- MOTTA, R.S. da., 1998. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.
- MUELLER, C.C., 2007. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora UnB.

- 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. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* n°. 4. Washington, D.C.: Ecological Society of America.
- NATURE (editorial), 2009. Natural value: the economic downturn might be the best time to include ecosystem services in the real economy. *Nature* 257, 12 de fevereiro, p. 764.
- NEW SCIENTIST, 2008. The folly of growth: how to stop the economy killing the planet. *Special Issue*, October.
- NORBERG, J., 1999. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. *Ecological Economics* 29, p. 183-202.
- O'HARA, S.U., 1996. Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. *Ecological Economics* 16, 95-107.
- ODUM, H.T., 1996. *Environmental accounting: EMERGY and environmental decision making*. New York: Wiley.
- ODUM, E., 1975. *Ecology: the link between the natural and social sciences*. University of Georgia, 2ª edição.
- ODUM, H.T., 1971. *Environment, Power and Society*. New York: Wiley.
- ODUM, H.T., ODUM, E.C., 1976. *Energy basis for man and nature*. New York: McGraw-Hill.
- OPSCHOOR, J.B., 1998. The value of ecosystem services: whose values? *Ecological Economics* 25(1), p. 41-43.
- PANAYOTOU, T., 2000. Economic Growth and the Environment. *CID Working Paper* n° 56 e *Environment and Development Paper* n° 4.
- PATTERSON, M.G., 2002. Ecological production based pricing of biosphere processes. *Ecological Economics* 41, p. 457-478.
- PATTERSON, M.G., 1998. Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics* 25, p. 105-125.
- PEARCE, D., 1993. *Economic values and the natural world*. Londres: Earthscan Publications.
- PEARCE, D.W., TURNER, R.K., 1990. *Economics of natural resources and the environment*. Londres: Harvester Wheatsheaf.

- PIMENTEL, D., HARVEY, C., RESOSUDARMO, P., SINCLAIR, K., KURZ, D., McNAIR, M., CRIST, S., SHPRITZ, L., FITTON, L., SAFFOURI, R., BLAIR, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, p. 1117-1123.
- PORTELA, R.G., 2004. Integrated ecological economics modeling of ecosystem services from the Brazilian Amazon Rainforest. Ph.D dissertation – Marine, Estuarine and Environment Science Program (MEES) – University of Maryland, USA.
- PORTO, M.F. de S., 1997. Interdisciplinariedade e ciência pós-normal frente à questão ambiental. In: II Encontro Nacional de Economia Ecológica.
- POSTEL, S.L, THOMPSON JR., B.H., 2005. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum* 29, p. 98-108.
- QUAAS, M., S. BAUMGÄRTNER, C. BECKER, K. FRANK, M'ULLER, B., 2004. Uncertainty and sustainability in the management of semi-arid rangelands. *Discussion paper* 414. Department of Economics, University of Heidelberg, Heidelberg, Germany.
- REES, W.E., 2003. Economic Development and Environmental Protection: an Ecological Economics Perspective. *Environmental Monitoring and Assessment*, 86, p. 29-45.
- RESENDE, M., 1985. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. *Informe Agropecuário* 11(128), 3-18. Belo Horizonte.
- REVENGA, C., MURRAY, S., ABRAMOVITZ, J., HAMMOND, A., 1998. *Watersheds of the World*. World Resources Institute and Worldwatch Institute, Washington, D.C.
- RICARDO, D., 1817. *On the Principles on Political Economy and Taxation*. London: John Murray.
- RIO DECLARATION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1992. United Nation Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, Brasil.
- ROBINSON, J.B., 1991. Modelling the interactions between human and natural systems. *International Social Science Journal* 130, p. 629-647.
- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, A., CHAPIN, F.S., LAMBIN, E.R., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., WIT, C.A. de, HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P.K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L. CORELL, R.W., FABRY, V.J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P., FOLEY, J., 2009a. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, p. 472-475.

- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, A., CHAPIN, F.S., LAMBIN, E.R., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., WIT, C.A. de, HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P.K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L. CORELL, R.W., FABRY, V.J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P., FOLEY, J., 2009b. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32.
- ROMEIRO, A.R., 2009. Os fundamentos críticos da abordagem econômico-ecológica. In: *Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*, edição número 20 (janeiro-abril/2009).
- ROMEIRO, A.R., 2002. Cultural and institutional constraints on ecological learning under uncertainty. Texto para Discussão, Instituto de Economia/ UNICAMP, n° 110, agosto.
- ROMEIRO, A.R., 2000. Sustainable development and institutional change: the role of altruistic behavior. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, n° 97, junho.
- ROPKE, I., 2004. The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics* 50, p. 293-314.
- ROTHERING, F., 2008. “Natural Capital” as Metaphor and Concept. *Needs and Limits: Redirecting our Civilization*.
- SARTORI, A., 2004. Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP, 161p.
- SEIDL, I., TISDELL, C.A., 1999. Carrying capacity reconsidered: from Malthus’ population theory to cultural carrying capacity. *Ecological Economics* 31, p. 395-408.
- SETZER, J., PORTO, R.L.L., 1979. Tentativa de avaliação do escoamento superficial de acordo com o solo e seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo. *Boletim Técnico DAEE*. 2(2), 81-104.
- SILVA, C.A., MACHADO, P.L.A., 2000. Sequestro e emissão de carbono em ecossistemas agrícolas: estratégias para o aumento dos estoques de matéria orgânica em solos tropicais. Rio de Janeiro: Embrapa solos, 23p. Documento 19.
- SIMON, H. A., 1959. Theories of decision-making in economics and behavioral science. *The American Economic Review* 49 (3), p. 253-283.

- SIMON, J., 1995. 'The State of Humanity: Steadily Improving', *Cato Policy Report*, Vol. 17: 5, The Cato Institute, Washington, DC. Disponível em: <http://www.cato.org/pubs/policy_report/pr-so-js.html>. Acesso em: maio de 2009.
- SOLOW, R.M., 1974. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *The American Economic Review* 64(2), p. 1-14.
- SRAFFA, P., 1960. *Production of commodities by means of commodities: prelude to a critique of economic theory*. Cambridge: Cambridge University Press.
- STERN, D.I., 1998. "Progress on the Environmental Kuznets Curve?" *Environment and Development Economics* 3, p. 173-96.
- STERN, D.I., 1997. Limits to substitution and irreversibility in production and consumption: a neoclassical interpretation of ecological economics. *Ecological Economics* 21, p. 197-215.
- STÖHR, A., 2002. Ética e ecologia: um levantamento sobre os fundamentos normativos da ética ambiental. In: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. (org.). *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito*. Brasília: Edições IBAMA.
- SUKHDEV, P., 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. *Interim Report of the Convention on Biological Diversity*. European Communities, Cambridge: United Kingdom.
- TANSLEY, A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 3, p. 284-307.
- TOMAN, M., 1998. Why not calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25(1), p. 57-60.
- TURNER, R.K., DAILY, G.C., 2008. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resources Economics* 39, p. 25-35.
- TURNER, R.K., ADGER, W.N., BOUWER, R., 1998. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. *Ecological Economics* 25 (1), p. 61-65.
- UN MILLENNIUM PROJECT, 2005. Investing in Development: a Practical Plan to Achieve the Millennium Development Goals. Overview. United Nations: New York City.
- USBR U.S. Bureau of Reclamation - United States Department of the interior, 1977. *Design of Small Dams*. Companhia Editorial S.A. México, D. F., 639p.

- VAN DEN BERGH, J.C.J.M., 2000. Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. *Tinbergen Institute Discussion Paper*, Department of Spatial Economics, Free University: Amsterdam.
- VATN, A., BROMLEY, D.W., 1995. "Choices without prices without apologies". In: . BROMLEY, D.W (ed.), 1995. *Handbook of environmental economics*, Cambridge: Blackwell Publisher, cap. 1.
- VAZE, P., DUNN, H., PRICE, R., 2006. Quantifying and valuing ecosystem services: a note for discussion. Department of Environment Food and Rural Affairs – Defra – United Kingdom. Disponível em: <<http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/natres/pdf/econ01.pdf>>. Acesso em: maio de 2008.
- VENKATACHALAM, L., 2007. Environmental economics and ecological economics: where they can converge? *Ecological Economics* 61, p. 550-558.
- VOINOV, A., 2008. *Systems science and modeling for ecological economics*. London: Elsevier Inc.
- VOINOV, A., FARLEY, J., 2007. Reconciling sustainability, system theory and discounting. *Ecological Economics* 63, p. 104-113.
- VON BERTALANFFY, L., 1975. *Teoria Geral dos Sistemas*. Rio de Janeiro: Ed. Vozes.
- WACKERNAGEL, M., SILVERSTEIN, J., 2000. Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint. *Ecological Economics*, 32, p. 391-394.
- WALLACE, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139, p. 235-246.
- WANG, Z. M., ZHANG, B., ZHANG, S.Q., LI, Z.Y., LIU, D.W., SONG, K.S., LI, J., DUAN, H. 2006. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112, p. 69-91.
- WÄTZOLD, F., DRECHSLER, M., ARMSTRONG, C.W., BAUMGÄRTNER, S., GRIMM, V., HUTH, A., PERRINGS, C., POSSINGHAM, H.P., SHOGREN, J.F., SKONHOFT, A., VERBOOM-VASILJEV, J., WISSEL, C., 2006. Ecological-economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls, and prospects. *Conservation Biology* 20 (4), p. 1034-1041.
- WILSON, M. A., HOWARTH, R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41, p. 431-443.
- WINKLER, R., 2006. Valuation of ecosystem goods and services. Part 1: An Integrated dynamic approach. *Ecological Economics* 59, p. 82-93.

- YORK, R., ROSA, E.A., DIETZ, T., 2003. Footprints on the Earth: The Environmental Consequences of Modernity. *American Sociological Review* 68, p. 279-300.
- YOUNG, J.T., 1991. Is the entropy law relevant to the economics of natural resources scarcity? *Journal of Environmental Economics and Management* 21(2), p. 169-179.
- ZHAO, B., KREUTER, U., LI, B., MA, H., CHEN, J., NAKAGOSHI, N., 2004. An ecosystem service value assessment of landuse change on Chongming Island, China. *Land Use Policy* 21, p. 139–148.

ANEXOS

Anexo 1: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por tipo de categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola.

Categorias de Uso do Solo	VSE_{1988}	$VSE_{2002,APP,RL}^a$	$\Delta\%$	VSE_{2002}	$VSE_{2002,APP,RL}^a$	$\Delta\%$
Pastagem	183.394,55	95.582,12	-47,88	95.582,12	95.582,12	0,00
Cana-de-açúcar	70.004,73	131.072,22	87,23	141.225,34	131.072,22	-7,19
Culturas anuais	48.717,40	7.065,05	-85,50	7.065,05	7.065,05	0,00
Fruticultura	21.033,13	21.380,16	1,65	21.380,16	21.380,16	0,00
Silvicultura	33.047,28	31.853,75	-3,61	31.853,75	31.853,75	0,00
Cult. anuais irrigadas	1.489,85	3.045,02	104,38	3.045,02	3.045,02	0,00
Seringueira	55,13	989,42	1.694,86	989,42	989,42	0,00
Cafeicultura	2.421,35	2.072,67	-14,40	2.072,67	2.072,67	0,00
Áreas Urbanas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Áreas de mineração	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vegetação ripária	626.210,86	861.554,35	37,58	639.951,61	861.554,35	34,63
Vegetação natural	417.814,60	407.493,48	-2,47	407.493,48	407.493,48	0,00
Corpos d'água	415.637,18	418.645,47	0,72	418.645,47	418.645,47	0,00
Total	1.819.826,06	1.980.753,69	8,84	1.769.304,06	1.980.753,69	11,95

Fonte: elaborado pelo autor.

^a suposição feita de que haveria no ano de 2002 uma redução de áreas na cultura de cana-de-açúcar (110.359,93 ha) e o correspondente aumento nas áreas de vegetação ripária.

Nota: VSE_{1988} é valor total dos serviços ecossistêmicos em 1988, VSE_{2002} corresponde ao valor estimado dos serviços ecossistêmicos em 2002, e $VSE_{2002,APP,RL}$ é a estimativa para 2002 considerando a liquidação do déficit de APP e RL.

Anexo 2: Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo por tipo de categoria de uso do solo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola e pastagem.

Categorias de Uso do Solo	VSE_{1988}	$VSE_{2002APP,RL}^a$	$\Delta\%$	VSE_{2002}	$VSE_{2002APP,RL}^a$	$\Delta\%$
Pastagem	183.394,55	82.118,21	-55,22	95.582,12	82.118,21	-14,09
Cana-de-açúcar	70.004,73	136.148,78	94,49	141.225,34	136.148,78	-3,59
Culturas anuais	48.717,40	7.065,05	-85,50	7.065,05	7.065,05	0,00
Fruticultura	21.033,13	21.380,16	1,65	21.380,16	21.380,16	0,00
Silvicultura	33.047,28	31.853,75	-3,61	31.853,75	31.853,75	0,00
Cult. anuais irrigadas	1.489,85	3.045,02	104,38	3.045,02	3.045,02	0,00
Seringueira	55,13	989,42	1694,86	989,42	989,42	0,00
Cafeicultura	2.421,35	2.072,67	-14,40	2.072,67	2.072,67	0,00
Áreas Urbanas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Áreas de mineração	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vegetação ripária	626.210,86	861.554,35	37,58	639.951,61	861.554,35	34,63
Vegetação natural	417.814,60	407.493,48	-2,47	407.493,48	407.493,48	0,00
Corpos d'água	415.637,18	418.645,47	0,72	418.645,47	418.645,47	0,00
Total	1.819.826,06	1.972.366,34	8,38	1.769.304,06	1.972.366,34	11,48

Fonte: elaborado pelo autor.

^a suposição feita de que haveria no ano de 2002 uma redução de áreas na cultura de cana-de-açúcar e pastagem (50% de 110.359,93 ha para cada categoria) e o correspondente aumento nas áreas de vegetação ripária.

Anexo 3: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola.

Serviços Ecossistêmicos	VSE_{2002}	$VSE_{2002,APP,RL}^a$	$\Delta\%$	Relevância
Regulação de gás	2.742,11	2.742,11	0,00	16
Reg. climática	118.851,22	143.461,49	20,71	6
Reg. de distúrbios	5.134,58	5.686,38	10,75	14
Regulação de água	275.073,88	275.736,04	0,24	2
Oferta de água	110.991,37	111.874,25	0,80	7
Controle da erosão	141.687,39	168.725,57	19,08	4
Formação do solo	8.134,49	9.238,09	13,57	13
Cicl.de nutrientes	516.235,35	617.987,20	19,71	1
Trat.de resíduos	81.989,24	91.590,55	11,71	8
Polinização	36.391,46	34.846,42	-4,25	12
Controle biológico	54.606,72	51.958,08	-4,85	10
Habitat/refúgio	2.019,82	2.019,82	0,00	17
Prod.de alimentos	148.057,75	145.629,83	-1,64	5
Matérias-primas	166.841,74	201.605,11	20,84	3
Rec. genéticos	35.244,19	39.768,95	12,84	11
Recreação	61.733,09	74.093,40	20,02	9
Serviços culturais	3.569,67	3.790,39	6,18	15
Total	1.769.304,06	1.980.753,69	11,95	

Fonte: elaborado pelo autor.

^a suposição feita de que haveria no ano de 2002 uma redução de áreas na cultura de cana-de-açúcar (110.359,93 ha) e o correspondente aumento nas áreas de vegetação ripária.

Anexo 4: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo nos anos de 1988 e 2002 (em mil US\$) num cenário de liquidação do déficit em áreas de APP e RL para o último ano usando-se classes de uso agrícola e pastagem.

Serviços Ecossistêmicos	VSE_{2002}	$VSE_{2002,APP,RL}$ ^a	$\Delta\%$	Relevância
Regulação de gás	2.742,11	2.355,85	-14,09	16
Reg. climática	118.851,22	143.461,49	20,71	6
Reg. de distúrbios	5.134,58	5.686,38	10,75	14
Regulação de água	275.073,88	275.570,50	0,18	2
Oferta de água	110.991,37	111.874,25	0,80	7
Controle da erosão	141.687,39	167.125,35	17,95	4
Formação do solo	8.134,49	9.182,91	12,89	13
Cicl.de nutrientes	516.235,35	617.987,20	19,71	1
Trat.de resíduos	81.989,24	86.789,90	5,86	8
Polinização	36.391,46	34.239,44	-5,91	12
Controle biológico	54.606,72	52.013,26	-4,75	10
Habitat/refúgio	2.019,82	2.019,82	0,00	17
Prod.de alimentos	148.057,75	144.912,49	-2,12	5
Matérias-primas	166.841,74	201.605,11	20,84	3
Rec. genéticos	35.244,19	39.768,95	12,84	11
Recreação	61.733,09	73.983,04	19,84	9
Serviços culturais	3.569,67	3.790,39	6,18	15
Total	1.769.304,06	1.972.366,34	11,48	

Fonte: elaborado pelo autor.

^a suposição feita de que haveria no ano de 2002 uma redução de áreas na cultura de cana-de-açúcar e pastagem (50% de 110.359,93 ha para cada categoria) e o correspondente aumento nas áreas de vegetação ripária.

Anexo 5: Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela área do município de Araras-SP no ano de 2007 (em US\$).

Serviços Ecossistêmico	Valor (em US\$)	%	Relevância ^a
Regulação de gás	9.353,54	0,03	17
Regulação climática	2.166.538,66	6,20	7
Regulação de distúrbios	48.577,10	0,14	15
Regulação de água	6.892.944,78	19,71	2
Oferta de água	2.733.457,52	7,82	5
Controle da erosão	2.419.028,28	6,92	6
Formação do solo	98.490,42	0,28	13
Ciclagem de nutrientes	9.791.846,44	28,00	1
Tratamento de resíduos	961.492,68	2,75	10
Polinização	713.663,26	2,04	11
Controle biológico	1.196.889,22	3,42	8
Hábitat/refúgio	51.433,68	0,15	14
Produção de alimentos	3.024.271,54	8,65	4
Matérias-primas	3.060.357,30	8,75	3
Recursos genéticos	686.862,62	1,96	12
Recreação	1.090.799,48	3,12	9
Serviços culturais	19.430,84	0,06	16
Total	34.965.437,36	100,00	

Fonte: elaborado pelo autor.

^a refere-se apenas à relevância econômica e não diz respeito à relevância ecológica.