



BRUNO PEREGRINA PUGA

**Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços
Ambientais na política ambiental da região do Sistema
Cantareira.**

Campinas

2014



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE ECONOMIA

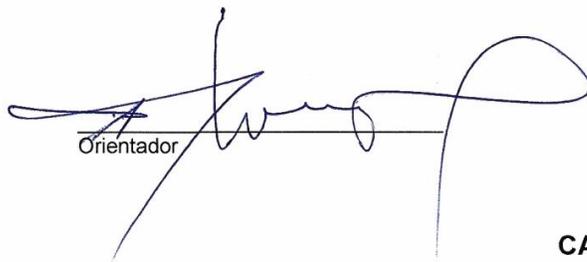
BRUNO PEREGRINA PUGA

**Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços
Ambientais na política ambiental da região do Sistema
Cantareira**

Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro – Orientador

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico, área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Econômico, na área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL
DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO BRUNO
PEREGRINA PUGA E ORIENTADA PELO PROF. DR.
ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO.**

Orientador 

**CAMPINAS
2014**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Economia
Mirian Clavico Alves - CRB 8/8708

P963a Puga, Bruno Peregrina, 1986-
Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais na política ambiental do Sistema Cantareira / Bruno Peregrina Puga. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Ademar Ribeiro Romeiro.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.

1. Economia ecológica. 2. Serviços ecossistêmicos. 3. Política ambiental. I. Romeiro, Ademar Ribeiro, 1952-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Analysis of payment for environmental services policies on environmental policy of Cantareira System

Palavras-chave em inglês:

Ecological economics

Ecosystem services

Environmental policy

Área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação: Mestre em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora:

Ademar Ribeiro Romeiro [Orientador]

Sérgio Gomes Tôsto

Luciana Togeiro de Almeida

Data de defesa: 21-02-2014

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

BRUNO PEREGRINA PUGA

Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais na política ambiental da região do Sistema Cantareira.

Defendida em 21/02/2014

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
Instituto de Economia / UNICAMP



Prof. Dr. SÉRGIO GOMES TÔSTO
EMBRAPA



Profª. Drª. LUCIANA TOGEIRO DE ALMEIDA
FCLAR / UNESP

*Dedico esta dissertação aos meus pais Marcio e
Isabel, aos meus irmãos Aline e Felipe.*

À Carolina, por todo o amor e apoio.

Agradecimentos

Foram muitas as pessoas que tiveram uma parcela de contribuição para que este trabalho pudesse ser desenvolvido. Mesmo correndo o risco de cometer algum equívoco e esquecer algumas destas figuras, farei alguns agradecimentos nominais.

Inicialmente gostaria de agradecer aos meus pais, por todo o apoio e incentivo para a continuidade dos meus estudos. Foi somente com muito esforço do trabalho de vocês que tive condições de concluir esta etapa em minha vida.

A meus irmãos Aline e Felipe, bem como meu cunhado Fausto.

A minha companheira de todos os momentos Carolina Pignatari Meneghel, muito obrigado pela paciência e pelo incentivo constante.

Agradeço ao meu orientador Ademar Romeiro, pela oportunidade e disposição em me orientar e pelas valiosas conversas e ensinamentos, além da confiança depositada nos diversos trabalhos e projetos realizados. Estes poucos anos de convívio me fizeram crescer ainda mais minha admiração e respeito por sua trajetória acadêmica e pessoal.

A Luciana Togeiro, a qual tive privilégio de ser aluno e orientando na UNESP, por fazer parte da qualificação e banca de defesa deste trabalho.

Aos meus colegas do Instituto de Economia, pelos intensos e profícuos debates dentro e fora da sala de aula.

Aos meus amigos de Araraquara pelo incentivo e pelos momentos extraordinários passados juntos.

A Beatriz Saes e Paula Bernasconi pela amizade e ajuda em todos os momentos vividos ao longo deste mestrado.

Aos colegas do conselho editorial da Revista Leituras de Economia Política, pelos valiosos aprendizados.

Aos colegas do Projeto PolicyMix, Peter May, Maria Fernanda Gebara, Pablo del Arco, Jorge Vivan (in memorian), Izaira, João Andrade, Eeva Primmer, Graciela Rusch, David Barton, Thais Ribas e Pedro Clemente. Agradecimento especial aos meus colegas de estudo de caso Daniel Caixeta Andrade, Ranulfo Sobrinho, Oscar Sarcinelli e Rafael Chiodi.

Aos meus colegas do Sebrae de Campinas e às minhas gestoras Carla Cozer e Cláudia Moro. Agradecimento especial a Guilherme Loth, pelos bons momentos vividos ao longo deste ano.

Ao Sergio Tosto, pelas valiosas observações no exame de qualificação e na banca de defesa.

A CAPES e CNPq pelo apoio financeiro.

RESUMO

A política ambiental brasileira tradicionalmente utiliza-se de instrumentos de comando e controle para o atingimento de suas metas e objetivos. Mais recentemente tem lançado mão de instrumentos econômicos para incentivar os agentes a tomarem decisões ambientalmente desejadas pelos órgãos ambientais. Dentre estes instrumentos, encontra-se o mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) que objetiva remunerar proprietários de terra pelos serviços ambientais prestados pela vegetação natural em suas propriedades. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é entender qual tem sido o papel deste instrumento para a governança ambiental da região do Sistema Cantareira, que compreende 12 cidades (em Minas Gerais e São Paulo), sendo responsável pelo abastecimento de grande parte da água consumida na Região Metropolitana de São Paulo. Para tanto, utilizou-se do referencial institucional e econômico ecológico para analisar as iniciativas de PSA nesta região. A partir disso, o objetivo central é saber qual a possibilidade de expansão desta iniciativa para toda a região, como forma de incentivo ao reflorestamento e adequação ambiental por parte dos proprietários de terra, bem como os possíveis gargalos e desafios.

Palavras-chave: política ambiental, pagamento por serviços ambientais (PSA), governança ambiental, serviços ecossistêmicos;

ABSTRACT

Brazilian environmental policy traditionally rely on command and control instruments for the achievement of its goals and objectives. More recently has resorted to economic instruments to encourage agents to take desirable environmentally decisions by environmental agencies. Among these instruments is the mechanism of Payment for Environmental Services (PES) which aims to compensate landowners for environmental services provided by natural vegetation on their properties. Thus, the objective of this work is to understand what has been the role of this instrument for environmental governance in the region Cantareira System , which comprises 12 cities (in Minas Gerais and São Paulo State) , and is responsible for most of the water consumed in Metropolitan Region of São Paulo . For this, we used the institutional and ecological economic framework for analyzing PES initiatives in this region. From this, the main objective is to ascertain the possibility of expanding this initiative to the entire region, as a way to encourage reforestation and environmental compliance by the owners of land and its potential difficulties and challenges.

Keywords: Environmental policy; payment for environmental services; PES; ecosystem services.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Diferenças entre a Economia Ecológica e Economia Ambiental Neoclássica.....	16
Tabela 2 Tensões epistemológicas entre economia e outras ciências sociais.....	22
Tabela 3: Evolução da agenda dos serviços ecossistêmicos.....	31
Tabela 4: Aplicações dos métodos mais comuns de valoração econômica ambiental aos serviços ecossistêmicos	44
Tabela 5 – Principais instrumentos econômicos e suas aplicações.	57
Tabela 6 Síntese da evolução da política ambiental brasileira	61
Tabela 7: porcentagem e valores repassados ICMS-Ecológico	68
Tabela 8: Critérios ecológicos levados em consideração na distribuição do ICMS-Ecológico	70
Tabela 9 – Estimativa do tamanho do mercado global para a conservação da biodiversidade	82
Tabela 10 – Modalidades e categorias de pagamento de PSA na Costa Rica	83
Tabela 11 – Atratividade dos esquemas de PSA em distintos cenários	85
Tabela 12- Resumo das principais iniciativas de PSA no mundo	86
Tabela 13: Iniciativas de PSA na Mata Atlântica.....	90
Tabela 14 - Áreas de Proteção Ambiental e Unidades de Conservação no Sistema Cantareira ...	97
Tabela 15- Dinâmica populacional nos municípios da região 1991-2010.	98
Tabela 16 – Uso do solo na região do Sistema Cantareira	99
Tabela 17 - Valores dos PUBs vigentes de 2006 a 2012.....	106

Tabela 18- Valores atualizados para PUBs - 2013 a 2016	110
Tabela 19 - Custos de tratamento da água em diferentes gradientes de cobertura florestal	111
Tabela 20 – Principais medidas para a gestão da bacias Catskill-Delaware	113
Tabela 21- Iniciativas de PSA na região do Sistema Cantareira	115
Tabela 22 : Atores principais e seus papéis no “Produtor de Água PCJ”	117
Tabela 23 – Valores contratados pelo “Produtor de Água”	118
Tabela 24 – Valor de referência em função do nível de abatimento de erosão	119
Tabela 25 – Valor de referência em função do nível da floresta	119
Tabela 26 – Valor de referência em função do percentual de APP	119
Tabela 27 - Principais atores e suas funções no "Conservador das Águas"	129
Tabela 28 – Total de contratos efetuados pelo “Conservador de Águas”.	130
Tabela 29 – Resumo da tipologia de produtores da região.....	140
Tabela 30- Custo de oportunidade por atividade agrícola.....	141
Tabela 31- Custo de oportunidade total das áreas ripárias no Corredor Cantareira-Mantiqueira	143
Tabela 32 – Redução no custo de tratamento em diversos cenários	145
Tabela 33- Custos de reflorestamento para o bioma Mata Atlântica com espécies nativas.....	146
Tabela 34- Retorno esperado com a venda da madeira nas áreas passíveis de exploração (Mata Atlântica)	146

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – A economia e os recursos naturais	8
Figura 2 - Interação entre economia e meio ambiente segundo a Economia Ambiental.	13
Figura 3 - De um mundo vazio para um mundo cheio	17
Figura 4- Serviços ecossistêmicos e bem estar humano.....	33
Figura 5: Serviços ecossistêmicos e suas interações com agricultura	35
Figura 6: Decomposição do valor econômico ambiental	38
Figura 7 – Métodos diretos e indiretos de valoração ambiental	39
Figura 8 – Estágios do processo de tomada de decisão.....	48
Figura 9 – Diferentes métodos de valoração do capital natural como insumos para análise multicritério	49
Figura 10- Esquema gráfico representativo da metodologia multicritério	51
Figura 11: Valores ambientais <i>ex-ante</i> e <i>ex-post</i> nas visões neoclássica e institucional-ecológica	52
Figura 12: Distribuição do ICMS-Ecológico no Estado de São Paulo.....	72
Figura 13 – Importância do incentivo econômico x grau de comoditização	77
Figura 14 – Grau de comoditização dos instrumentos	77
Figura 15 – Diferentes linhas de base e critérios de adicionalidade.....	80
Figura 16 – Esquema representativo da estrutura da política de PSA na Costa Rica.....	84

Figura 17 – Estados que possuem legislação relativa ao PSA	89
Figura 18 – Sistema Cantareira e suas áreas protegidas	95
Figura 19 - Mapa do uso do solo no Sistema Cantareira.....	100
Figura 20 – Porcentagem da cobertura original da Mata Atlântica no Estado de São Paulo	101
Figura 21 – Evolução da cobertura florestal em São Paulo.....	102
Figura 22- Áreas prioritárias para a conservação e restauração florestal no Sistema Cantareira	104
Figura 23 Áreas prioritárias para a restauração no Estado de São Paulo	105
Figura 24 – Evolução da arrecadação no PCJ	107
Figura 25 - Distribuição dos gastos em ações do PCJ.....	108
Figura 26 - Evolução do percentual de tratamento de esgoto no PCJ	109
Figura 27- Municípios do Projeto Mina D´água	121
Figura 28 - Representação do modelo institucional utilizado na análise	126
Figura 29 – Custo de oportunidade especializado do Corredor Cantareira-Mantiqueira	142
Figura 30 – Resultados operacionais da Sabesp.....	144

LISTAS DE ABREVIATURAS

ANA – Agência Nacional de Águas

APP – Área de Proteção Permanente

DAP – Disposição a Pagar

FECOP – Fundo Estadual de Combate à Poluição

FEHIDRO – Fundo Estadual de Recursos Hídricos

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas

MEA – Millenium Ecosystem Assessment

ONG – Organização Não Governamental

PCJ – Piracicaba, Capivari e Jundiaí

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

REDD – Redução de emissões por desmatamento e degradação

RL – Reserva Legal

SMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente de São Paulo

TNC – The Nature Conservancy

SUMÁRIO

Introdução.....	1
1. Teoria econômica e meio ambiente.....	3
1.1. A gênese da sustentabilidade: do ecodesenvolvimento a economia verde.....	3
1.2. Economia ambiental e o papel dominante do mercado.....	10
1.3. Economia Ecológica e pluralismo metodológico.....	14
1.3.1 Economia Ecológica como uma ciência evolucionária.....	18
1.3.2 Contribuições da Economia Institucional à Economia Ecológica.....	22
2. Capital natural, serviços ecossistêmicos e a valoração da natureza.....	27
2.1. Capital Natural como analogia econômica.....	28
2.2. Ecossistemas, funções e serviços ecossistêmicos.....	30
2.3. Valoração econômica da natureza.....	37
2.4. Análise Multicritério.....	48
5. Valor em uma perspectiva institucional-ecológica.....	51
3. Política Ambiental e a ascensão dos instrumentos econômicos.....	55
3.1. Política ambiental brasileira.....	57
3.2. Código Florestal.....	62
3.3. Política Nacional dos Recursos Hídricos.....	64
3.4. Instrumentos econômicos.....	66
3.4.1. ICMS-Ecológico.....	67
3.4.2. Pagamento por Serviços Ambientais.....	72
4. Políticas de Pagamento por Serviços Ambientais na Região do Sistema Cantareira.....	93
4.1. O Sistema Cantareira.....	93

4.2.	O Comitê de Bacias dos Rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ).....	106
4.3.	Programas de PSA na região	114
4.4.	Produtor de Água PCJ.....	116
4.5.	Programa Mina D'água.....	120
4.6.	Conservador de Águas	124
5.	Elementos para uma política de PSA para o Sistema Cantareira	137
5.1.	Tipologia dos produtores	138
5.2.	Custo de oportunidade	141
5.3.	Viabilidade econômica	144
6.	Considerações finais	149
7.	Referências Bibliográficas.....	151
Anexos	161

Introdução

Os ecossistemas constituem como importante pilar da sustentação da vida humana e do bem estar da população. Apesar disto, nosso modo de organização produtivo da terra tem alterado drasticamente a capacidade dos mesmos em continuar a assegurar as condições de suporte de modo satisfatório. São diversas as fontes de mudança da vegetação natural e principalmente nos países em desenvolvimento a questão econômica tem sido um dos grandes motivos.

A evolução dos instrumentos da política ambiental, ao ver certo fracasso nas políticas de regulação estatal, parece ter caminhado para soluções mais ligadas à esfera do mercado. Diferentes instrumentos de política ambiental têm sido criados tentando endereçar diversos fatores e se aproveitar dessas interações entre as distintas arenas de atuação. Apesar de serem proclamadas como mais eficientes, nem sempre os mecanismos de mercado são a melhor forma de lidar com problemas ambientais. Dentre estes mecanismos, há um movimento recente de criação de mercados ligados à provisão de serviços ecossistêmicos, usualmente chamados de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Tal instrumento foca na compensação de agentes privados para garantir a provisão de tais serviços, ao reconhecer que há uma geração de externalidades positivas que ultrapassam as fronteiras das propriedades rurais. Tal reconhecimento, como será abordado ao longo deste trabalho, lida diretamente com a gestão dos incentivos que os agentes sofrem e são direcionados a tomar determinadas decisões que a sociedade considera como positivos.

Dentro desta temática, o problema que este trabalho buscará responder é: como incentivar a conservação e restauração florestal de áreas prioritárias em áreas privadas na região do Sistema Cantareira? A região escolhida configura-se como importante área produtora de água para a Região Metropolitana de São Paulo e Campinas e com um déficit de áreas de vegetação natural. Como hipótese geral, temos que: o PSA pode incentivar estas ações de modo eficiente, desde que consiga fazer a ligação entre o real beneficiário e os proprietários de terra. Sendo

assim, o objetivo deste trabalho é entender qual o papel do PSA na política ambiental brasileira, focado na provisão dos serviços ecossistêmicos da Mata Atlântica. Para tanto, ao analisar os casos práticos em curso na região do Sistema Cantareira, delimita-se como objetivo específico elucidar quais os limites e oportunidades de sua expansão para as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da região.

No primeiro capítulo será apresentado as discussões no âmbito da teoria econômica relativos ao meio ambiente. O objetivo é saber como diferentes visões teórico ideológicas podem resultar em instrumentos de política distintos.

No segundo capítulo apresentaremos o conceito de capital natural e seus constituintes. O objetivo é entender qual o papel do capital natural, dos serviços e funções ecossistêmicas para a manutenção do bem-estar humano. Serão analisados, sob distintos prismas, os métodos de valoração econômica da natureza.

No terceiro capítulo, será apresentado uma breve evolução da política ambiental brasileira, apresentando os instrumentos de política comumente utilizados, focando principalmente no surgimento dos instrumentos econômicos. Além disso, será apresentado o surgimento do mecanismo de PSA como instrumento de política pelo mundo e de que forma se deu sua adoção no Brasil.

No quarto capítulo serão analisadas as iniciativas envolvendo PSA no Sistema Cantareira, de forma *ex-post*, apresentando o desenho institucional dos mesmos e suas limitações quanto a solução dos problemas ambientais. O objetivo deste capítulo é observar as diferentes políticas envolvendo o instrumento, como elas se formaram e quais foram seus objetivos e resultados.

Com isso, pretendemos clarificar qual o possível desenho de uma política ambiental, no quinto capítulo, que favoreça o reflorestamento das áreas de contribuição para a produção de água de qualidade na região do Sistema Cantareira.

1. Teoria econômica e meio ambiente

Introdução

O objetivo desta seção é de apresentar a evolução do debate com o surgimento do conceito de desenvolvimento sustentável, bem como seus conceitos anteriores e desdobramentos. Com o aumento da preocupação ambiental a partir dos anos 1970, há uma tentativa de adequação teórica para lidar com estas novas possibilidades. A partir disto, iremos demonstrar como a teoria econômica lida com a questão da sustentabilidade. De um lado temos uma abordagem dominante *mainstream*, baseada na Teoria Neoclássica e por outro, apresentaremos a abordagem da Economia Ecológica, com uma característica fortemente transdisciplinar.

Tomando a Economia Ecológica como ramo teórico norteador deste trabalho, apresenta-se ainda diversas contribuições de outros ramos de conhecimento ao corpo teórico desta. Sendo assim, as contribuições da economia institucional e da ciência evolucionária são introduzidas ao longo do texto.

Com isso, poderemos ter mais claro quais são as implicações políticas destas distintas abordagens e como os instrumentos e variáveis escolhidas influenciam as ações relacionadas ao meio ambiente.

1.1. A gênese da sustentabilidade: do ecodesenvolvimento a economia verde

A gênese do conceito de desenvolvimento sustentável está intimamente ligada a um primeiro conceito, ecodesenvolvimento, sendo comumente creditado ao economista polonês Ignacy Sachs. Segundo ROMEIRO (2012:4), a ideia por trás do conceito:

“foi fruto do esforço para encontrar uma terceira via opcional àqueles que opunham, de um lado, desenvolvimentistas e, de outro, defensores do crescimento zero”.

Tal conceito surge em um contexto de crescentes preocupações quanto aos danos ambientais causados pelo modo de produção industrial. A publicação do livro *The Limits to Growth*¹, sob liderança de Donella Meadows do *Massachusetts Institute of Technology* (MIT), no início da década de 1970, aliado à primeira grande crise do petróleo no Oriente Médio colocam o debate em um nível principal de atenção. A constatação do estudo era de que se a humanidade continuasse as políticas de crescimento econômico perpétuas, com as crescentes necessidades de recursos naturais e de emissões de poluições, com certeza haveria um ponto de colapso iminente. Segundo Romeiro (2001), a partir deste estudo há duas visões opostas sobre as relações entre crescimento econômico e meio ambiente. De um lado havia os “tecnocêntricos”, os quais acreditavam que os limites ambientais eram apenas **relativos**, dado a capacidade inventiva da humanidade, sendo este capaz de eliminar as disparidades sociais a um custo ecológico irrelevante. No lado oposto há os “ecocêntricos”, que acreditavam na existência de limites **absolutos** ao crescimento econômico, estando a humanidade próxima da catástrofe devido ao esgotamento dos recursos naturais e ultrapassagem dos limites de absorção do meio ambiente (principalmente devido à poluição).

A alcunha de desenvolvimento sustentável substituiu o ecodesenvolvimento com a publicação da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, sob a liderança da primeira-ministra norueguesa, Gro Harlem Brundtland. O relatório chamado *Nosso Futuro Comum*, também ficou conhecido como Relatório Brundtland. Neste momento, o termo desenvolvimento sustentável é definido como “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem às suas necessidades”

¹ Estudo também ficou conhecido como relatório do Clube de Roma.

(Brundtland, 1987). Por trás do conceito há a ideia de que o desenvolvimento possa ser triplamente benéfico, aonde através do conjunto de políticas públicas garanta-se o “aumento da renda nacional, o acesso a direitos sociais básicos (segurança econômica, acesso a saúde e educação) e a redução do impacto do aumento da produção e do consumo sobre o meio ambiente” (Romeiro, 2012:6).

O conceito de desenvolvimento sustentável conseguiu reunir posições teóricas contraditórias e é justamente por ser uma normativa ‘guarda-chuva’, com imprecisões e contradições, que torna o conceito tão forte (Amazonas, 2009). Seu surgimento é baseado na estratégia de institucionalização da problemática ambiental, ao tentar elevar o meio ambiente ao primeiro escalão da agenda política.

Martinez-Alier (2007), por sua vez, advoga para o abandono da palavra desenvolvimento sustentável, uma vez que acredita que a palavra “desenvolvimento” tem forte conotação de crescimento econômico e modernização uniforme. Por outro lado, a maioria dos economistas ecológicos, como Daly, aceitam o uso deste termo, ao propor que tal conceito implica em mudanças na estrutura econômica e social, não implicando simplesmente em mero crescimento da escala econômica.

Em 2008, logo após a eclosão da crise financeira global, há o lançamento da “*Green Economy Initiative*”, pelo Programa das Nações unidas para o Meio Ambiente (PNUMA). No relatório inicial, não havia a definição clara do que era o conceito de ‘economia verde’ de modo explícito, mas sim que teria como objetivo “mobilizar e reorientar a economia global para investimentos em tecnologias limpas e infraestrutura ‘natural’, como as florestas e solos, é a melhor aposta para o crescimento efetivo, o combate às mudanças climáticas e a promoção de um *boom* de emprego no século 21” (Unep, 2008). Devido a intensos debates sobre a criação de um novo conceito em detrimento do já estabelecido desenvolvimento sustentável, no relatório seguinte há uma definição mais clara do que seria, segundo a UNEP, o conceito de economia verde: “aquele que resulta na melhoria do bem-estar humano e da igualdade social, ao mesmo

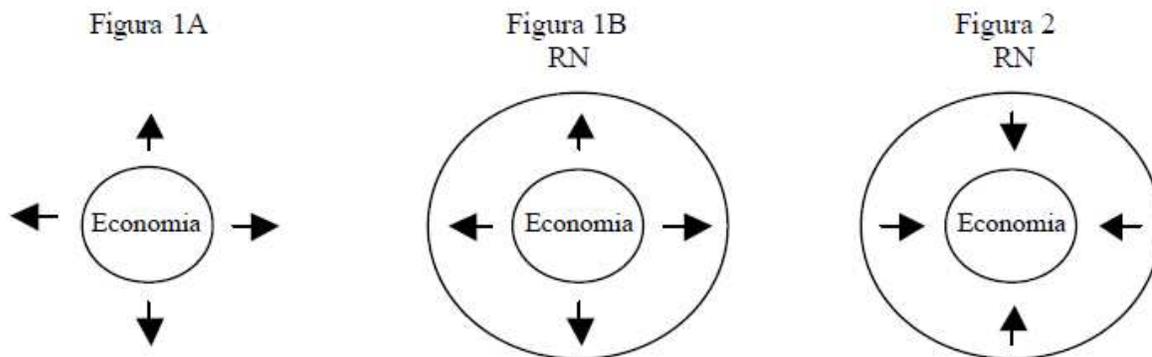
tempo em que reduz significativamente os ricos ambientais e das limitações ecológicas” (Unep, 2011 apud Almeida, 2012).

Com esta definição mais clara alguns autores afirmam que economia verde não seria um novo conceito, mas sim "uma reiteração de ideias já bem conhecidas na literatura de economia do meio ambiente" (ALMEIDA, 2012:94). As recomendações políticas desta iniciativa, ao dar grande ênfase ao crescimento econômico via políticas de incentivo a tecnologias ambientais, se distanciam de uma visão mais pessimista dos problemas ambientais e se aproximam mais da ideia expressa pelo que se convencionou chamar de “Curva de Kuznets Ambiental”. Esta teoria é uma analogia da versão do trabalho de Kuznets (1955), onde há a tentativa de estabelecer uma relação positiva entre distribuição de renda *per capita* e crescimento econômico absoluto. A constatação do autor, olhando para os dados de Alemanha, Estados Unidos e Inglaterra é de que nos estágios iniciais do desenvolvimento de suas economias industriais há uma elevada concentração de renda. No entanto, à medida em que há maiores taxas de crescimento econômico, há uma tendência de melhoria na distribuição individual, resultando em uma curva em formato de “U invertido”.

Em sua versão ambiental, a “Curva de Kuznets Ambiental”, supõe-se uma relação entre o nível de desenvolvimento do país (expresso pelo PIB per capita) e a poluição (ou degradação ambiental). Em um país com baixa renda e, portanto, em um menor nível de desenvolvimento, uma elevação na renda per capita levaria invariavelmente ao aumento da poluição e degradação ambiental. Os estágios iniciais das sociedades industriais são caracterizados pela falta de controle ambiental, visto que o mesmo é visto como um mal necessário ao crescimento econômico, tal como uma etapa a ser superada. Conforme a sociedade vai se desenvolvendo, os padrões de exigência ambientais vão se delimitando, via pressão da sociedade ou outras formas, bem como a adoção de novas tecnologias, possibilitando uma melhora na condição ambiental. Sendo assim, a recomendação implícita é de que os países cresçam e depois se preocupem com os problemas ambientais.

Do ponto de vista do debate acadêmico sobre economia do meio ambiente há duas correntes principais de pensamento que, apesar de possuírem a preocupação ambiental como objetivo central, diferem significativamente no grau de interpretação do termo sustentabilidade e na capacidade de substitubilidade dos recursos naturais, bem como quanto aos limites impostos por estes a manutenção da humanidade. Dentro da literatura econômica convencionou-se a divisão entre estes dois campos teóricos relativos ao conceito de sustentabilidade. A primeira corrente, denominada de sustentabilidade fraca, é representada pela economia ambiental neoclássica. Em linhas gerais, acreditam que os limites de disponibilidade de recursos naturais seriam apenas relativos, podendo ser superados no longo prazo. Em outro espectro, temos a interpretação conhecida como “sustentabilidade forte”, com a avaliação de que existem limites absolutos quanto à possibilidade de substituição dos recursos naturais, representados pela Economia Ecológica. Tais interpretações serão esclarecidas posteriormente em maiores detalhes, cabendo apenas uma pequena introdução. Na Figura 1 temos representadas graficamente as distintas posições quanto ao papel dos recursos naturais para o sistema econômico. No primeiro item, há a representação usual da economia neoclássica, onde em sua função produção nem mesmo figura o papel dos Recursos Naturais. Sendo assim, a Economia Ambiental, como veremos adiante, incorpora a seu arcabouço os recursos naturais, mas sendo apenas limites relativos quanto a expansão da economia. No último, há a representação da economia ecológica, sendo a economia um subsistema de um todo maior, que representaria uma restrição absoluta à sua expansão (Romeiro, 2012)

Figura 1 – A economia e os recursos naturais



Fonte: Romeiro (2010)

Para chegarmos à estas duas expressões teóricas iremos relatar um breve histórico do pensamento econômico, analisando em linhas gerais a evolução do papel do meio ambiente à análise econômica baseado no artigo de Gómez-Baggetun & De Groot (2010).

Desde o surgimento da teoria econômica, com as primeiras teorias dos fisiocratas, os recursos naturais têm papel central na análise. No entanto, tal papel era como variável de análise em relação à geração de valor e riqueza. Os fisiocratas acreditavam que estava no setor agrário a fonte de todo excedente econômico. Posteriormente, com a ascensão da escola clássica, os recursos naturais tinham uma grande importância na análise teórica, permanecendo como um fator separado na função de produção. Inicialmente relatado como fator terra, era considerado como um fator insubstituível, incluindo, segundo Malthus, “o solo, minérios, e recursos pesqueiros ao longo do globo”. Não era muito claro ao conhecimento da época os benefícios dos serviços oriundos da natureza. No entanto, os economistas clássicos reconhecem a contribuição de determinados serviços apresentados por “agentes naturais” ou “forças naturais”. Esta

contribuição, por ter sido conseguida de forma gratuita, teria um determinado valor de uso², mas não valor de troca.

Em contraponto aos fisiocratas, e sua crença na terra como fator primário de valor, os clássicos começaram a enfatizar o trabalho como força-motriz da riqueza. Foi a partir da publicação de *A Riqueza das Nações* (1776), de Adam Smith, que houve a introdução do conceito de riqueza da nação, medido através da soma de todas as materializações de trabalho produzidos dentro de um país. Smith refere-se à produção natural como a lenha, pastos e energia solar. No entanto, não há valoração dos serviços extraídos da natureza em si, mas sim da renda derivada de sua apropriação.

Say (1829) assumia a noção de que os serviços naturais eram presentes gratuitos da natureza e em Ricardo há a negação da ideia de se criar valor de troca a partir destes. Em relação à obra de Marx (1887), seu trabalho foi rico em insinuações ecológicas, podendo-se creditá-lo um século de antecipação à ecologia industrial. Apesar de atribuir valor à combinação de uso de trabalho e natureza, Marx postula que é unicamente no trabalho que há a possibilidade e a capacidade de gerar valor de troca.

Com o crescimento industrial e o desenvolvimento tecnológico, experimentados sem precedentes no século XIX, houve uma série de mudanças na econômica clássica, o que fez com que a natureza perdesse paulatinamente o papel como um dos objetos de estudo na teoria econômica. Três mudanças principais se destacam: i) um lento movimento de mudança no enfoque principal da função-produção: da terra e trabalho para trabalho e capital; ii) uma mudança da análise física para a monetária; e iii) a mudança de valor de uso para valor de troca. Estas mudanças desencadearam uma mudança no paradigma no pensamento econômico que

² Para Marx, o valor de uso de um bem está ligado à utilidade que ele possui. “É a utilidade de uma coisa que lhe dá um valor de uso, mas essa não surge no ar. É determinado pelas qualidades físicas da mercadoria e não existe sem isso” (Marx, 1996:166). Já o valor de troca é medido pelo trabalho necessário para produzir uma mercadoria, que possibilita a troca por outros produtos equivalentes.

foram o alicerce para a nova teoria pujante (teoria neoclássica) acerca da substitubilidade dos recursos naturais pelo capital.

1.2. Economia ambiental e o papel dominante do mercado

O surgimento da Economia ambiental está intimamente ligado a pressões sobre a necessidade de incorporação de considerações ambientais na teoria econômica. Inicialmente a preocupação era com a finitude dos recursos ambientais e a possível incapacidade de assimilação de resíduos pelo meio ambiente (ANDRADE, 2009). Em suma, temos o reconhecimento do meio ambiente como fornecedor de matérias-primas para o sistema econômico e absorvedor dos dejetos oriundos do nosso sistema econômico. Tais preocupações dão origem a dois braços de estudo dentro da economia ambiental: a economia da poluição e a economia dos recursos naturais.

O desenvolvimento teórico do primeiro desdobramento inicia-se baseado primordialmente nas teorias do bem-estar e dos bens públicos. Seu maior expoente foi Arthur Cecil Pigou que, em meados de 1920, desenvolveu o conceito que ficou conhecido como “taxa pigouviana”, uma interpretação de como o estado deveria agir para influenciar o comportamento de agentes econômicos privados. Uma externalidade existe quando o bem-estar de um indivíduo, representado pela sua função de utilidade, é afetado de forma negativa ou positiva pela atividade de outros indivíduos. Segundo os teóricos neoclássicos, as externalidades ocorrem devido a falhas de mercado e ineficiência na atribuição dos preços corretos. Em sua maioria, ocorrem devido aos direitos de propriedade incompletos. À luz dos problemas ambientais à época, principalmente relacionados a poluição, percebe-se que devido ao caráter público dos rios, da atmosfera e de outros recursos naturais, não é possível atribuir direitos de propriedade completos e, portanto, deveria ser atribuída uma taxa que refletisse o custo marginal ambiental gerado por

este uso. Com isso, “os produtores internalizariam a externalidade e, assim, teriam restaurado as condições ótimas de alocação de recursos” (Seroa da Motta *et al*, 1996:15).

A economia ambiental tem seu arcabouço teórico na microeconomia neoclássica, partindo de uma análise mecanicista e com a incessante busca pelo equilíbrio. Segundo tal tradição, os recursos naturais não representariam no longo prazo um limite absoluto à expansão da economia. Em seus estágios iniciais, não havia qualquer menção ou representação correspondente aos recursos naturais na função de produção. A partir dessa introdução, a função de produção com sua forma multiplicativa demonstra haver uma substitubilidade perfeita entre capital, trabalho e recursos naturais. Devido a isso, há a premissa de que os limites impostos pela disponibilidades de recursos naturais são apenas relativos.

A economia neoclássica, assim denominada por ser uma nova versão da economia clássica, iniciou-se a partir de 1870 com a emergência dos trabalhos de Karl Menger, William Stanley Jevons e Leon Walras. Construído sobre as bases dos clássicos, objetivaram refinar a teoria e aprofundar e expressá-la em termos matemáticos. O ponto central da teoria de valor está ligado ao conceito de utilidade individual e, com o advento da revolução marginalista, ao princípio da utilidade marginal decrescente. Como pilar estruturante há o pressuposto de que o mercado está, ou tende, sempre ao equilíbrio, inicialmente introduzida por Alfred Marshall (Soderbaum, 2000).

O mercado é o ponto central da análise, à luz da oferta e demanda pelos bens e serviços. Os participantes do mercado possuem informação completa sobre todas as alternativas e, por serem auto-interessados e maximizadores de utilidade, sempre escolhem a melhor alternativa que maximize seus ganhos. Sendo assim, o bem estar é intrinsecamente ligado à capacidade de compra dos indivíduos no mercado, portanto, quanto maior a renda monetária auferida pelos indivíduos maior será o bem estar devido a possibilidade de maior consumo de mercadorias.

Como visto, o mercado é preferencialmente o lugar em que as transações ocorrem perfeitamente. No entanto, há a constatação de que em alguns momentos ele falha, dando origem

às falhas de mercado. Os problemas ambientais, devido a caráter de bens públicos, são vistos sob essa ótica. Sendo o mercado um sistema perfeito, é ele que determina o que deve ser produzido e preservado. Ao maximizar seus lucros e consumidores pela maximização de suas utilidades, há um ótimo econômico através do mecanismo de preços. É reconhecidamente um sistema poderoso, relativamente barato e responsivo para alocação de recursos (Soderbaum, 2000).

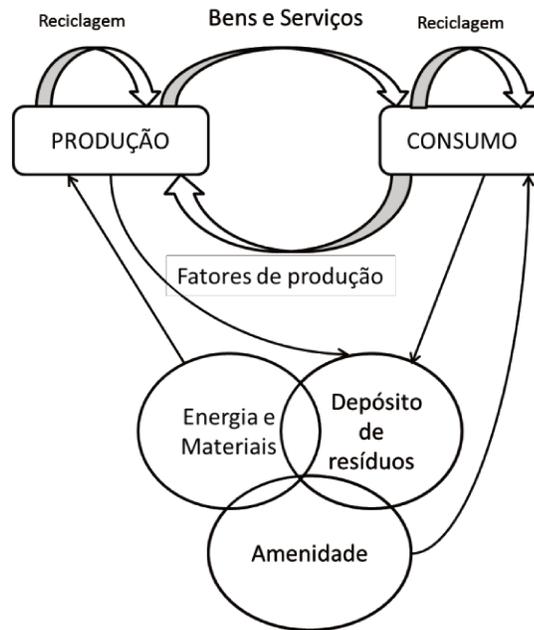
No entanto, apesar da eficiência do sistema de preços como sinalizador de escassez e importância, as falhas de mercado acontecem. Tais falhas aparecem quando o mecanismo de preço falha em encontrar um ótimo social. Dentre os inúmeros fatores que dão surgimento a elas, há a centralidade das externalidades. As externalidades podem ser tanto positivas quanto negativas. As externalidades negativas impõem custos (ou perdas) para outros devido à atividade individual ou de empresas. Se não houver uma compensação financeira entre as partes, há uma diferença entre os ganhos privados e os custos sociais (Tisdell, 1993).

Com relação a políticas para lidar com as externalidades há posições distintas quanto ao nível de atuação do governo nestas questões. Há economistas que defendem que o produto das falhas de mercado é exacerbado, podendo ser resolvido simplesmente com condições mais favoráveis às operações do mercado. Em outras palavras, seria a criação de direitos de propriedade privada em vez da expansão ou permanência de regimes de acesso aberto aos recursos (bens públicos). Tais advogados da privatização são comumente os defensores liberais do livre mercado e da menor (de preferência nula) interferência dos governos e instâncias burocráticas na vida individual (Tisdell, 1993)

Sendo uma analogia teórica da mecânica clássica, tal qual em sua disciplina mestre, os economistas neoclássicos buscam leis universais que podem ser aplicadas e replicadas, independentemente de onde ou quando. A partir do momento que estas leis são definidas, com os princípios básicos e axiomas aceitos, o fenômeno econômico passa a ser como nas ciências exatas: dedutivo, determinista e capaz de encontrar soluções ótimas em cada ponto de equilíbrio. Os economistas neoclássicos postulam que os mercados, por serem eficientes, são capazes de dar os devidos fins aos bens escassos, dedicando maior atenção ao mecanismo alocativo destes

recursos. Portanto, trata-se na essência, meio e fim de um problema de alocação intertemporal (Daly & Farley, 2003).

Figura 2 - Interação entre economia e meio ambiente segundo a Economia Ambiental.



Fonte: Hanley *et al* (2007)

A Figura 2 é um esquema gráfico que sumariza as inter-relações entre a economia e o meio ambiente para os neoclássicos. Nela podemos ver uma adaptação do extensamente conhecido “Fluxo circular da Renda”, o qual simplifica a economia em dois setores: produção e consumo. O primeiro, representado pelas empresas, compra mão de obra do segundo setor, representado pelas famílias, como fatores de produção. O consumo das famílias provem da produção dos bens e serviços ofertados pelo setor produtivo. Nesta figura, acrescenta-se aos tradicionais esquemas representativos em manuais de economia, duas funções que a natureza presta à economia. A primeira é como fornecedor de matérias primas e energia. A segunda, como

depósito de dejetos do processo produtivo e da sociedade em geral. Podemos observar ainda, setas indicativas das possibilidades de realizar atividades de reciclagem nos dois setores.

1.3. Economia Ecológica e pluralismo metodológico

A Economia Ecológica como linha de pensamento teórico tem seu nascimento com a criação da *International Society of Ecological Economics* e o periódico internacional *Ecological Economics*, em 1989. De acordo com Costanza (1989), a preocupação principal da mesma é entender as relações entre ecossistemas e sistema econômico de uma forma mais ampla. Enquanto que a Economia Ambiental expande a utilização do instrumental neoclássico aos problemas ambientais, e a ecologia em muitas vezes fica atada aos sistemas naturais, a criação da Economia Ecológica busca que estas áreas se sobreponham. Há um reconhecimento de que podem utilizar em algumas análises o arcabouço teórico neoclássico e os estudos de impacto ecológicos como *subsets*, mas encoraja a busca por novas formas de pensar. O nome escolhido implica em uma visão transdisciplinar e holística dos problemas ambientais, objetivando que os economistas entendam mais os impactos das atividades econômicas nos ecossistemas e que os ecólogos levem em consideração as atividades econômicas.

Apesar de possuir diversos conceitos em comum com a Economia Ambiental, a Economia Ecológica parte de um ponto inicial totalmente distinto: a forma como enxerga o mundo e a economia. Os neoclássicos veem a economia como um todo macroeconômico e a natureza e meio ambiente como parte dos setores deste (florestas, recursos pesqueiros, minérios, etc). A Economia Ecológica por sua vez concebe a economia como uma parte de um todo maior: a Terra, a biosfera e os ecossistemas. Portanto, a economia nada mais é do que um subsistema aberto de um sistema maior com algumas características fundamentais: fechado, finito e materialmente fechado, sendo aberto apenas aos fluxos de energia solar (Daly & Farley, 2011).

Definido o caráter finito dos recursos naturais e da capacidade de absorção de resíduos da biosfera, um dos pilares centrais da Economia Ecológica é o conceito de escala sustentável da economia. Em contraponto à escala ótima neoclássica, para os economistas ecológicos é fundamental o estabelecimento de limites a expansão da economia. Para Daly (1993), a escala sustentável do ponto de vista ecológico é aquela em que o fluxo de *throughput*³ esteja dentro da capacidade de suporte do sistema. Com a impossibilidade de definição de certos limiares que não ultrapassem a capacidade de regeneração/absorção da Terra, deve-se optar pelo “Princípio da precaução”⁴.

Uma vez definida a escala sustentável de uso da economia, outro pilar da análise econômica-ecológica está relacionado ao caráter distributivo dos recursos. Os teóricos desta corrente advogam que é necessário haver a distribuição justa dos recursos ambientais. Esta é uma grande diferença quanto aos neoclássicos, uma vez que estes estão preocupados geralmente com a alocação eficiente dos recursos. A economia ecológica se preocupa sim com a eficiência na alocação (terceiro pilar), mas ela deveria ser feita posteriormente a definição da escala e da distribuição justa dos recursos. Segundo Farley & Daly (2011), uma alocação eficiente não pode ser atingida teoricamente partindo de uma escala e distribuição dadas.

³ Para Daly (1990), o *throughput* é uma representação termodinâmica do fluxo de energia e materiais incorporados pela atividade econômica. Daly (2007) destaca dois motivos principais para adotar esta definição ao invés de uma definição utilitária (neoclássica). Primeiro devido a incapacidade de mensurar a utilidade. Segundo, mesmo que a utilidade pudesse ser mensurada “*it is still not something that we can bequeath to the future. Utility is a experience, not a thing*” (Daly, 1997: 37)

⁴ O princípio da precaução deve ser invocado onde existirem ameaças de danos irreversíveis, possivelmente catastróficos, em determinadas ações. O desconhecimento das ligações causais entre determinada ação e seus possíveis efeitos deletérios exige a postergação da decisão até que se tenha um limiar de segurança que dê suporte a decisão.

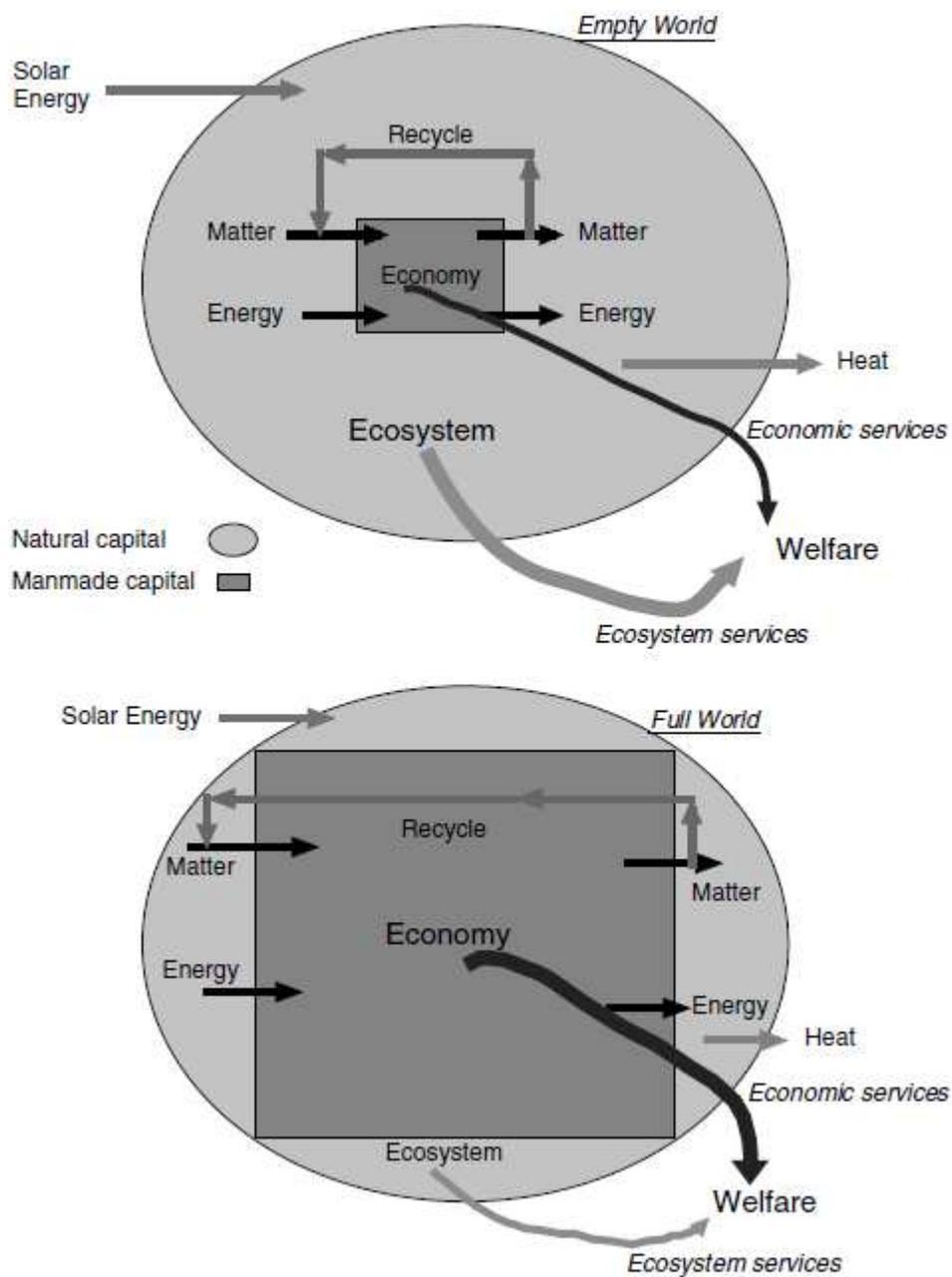
Tabela 1: Diferenças entre a Economia Ecológica e Economia Ambiental Neoclássica

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 biofísicos	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 de utilidade e lucro
Comunidades locais	Mercado global e indivíduos isolados
Ética Ambiental	Utilitarismo e funcionalismo

Fonte: Van den Bergh (2000)

A visão analítica da Economia Ecológica pode ser expressa pela Figura 3. O crescimento econômico industrial nos moveu de um “mundo vazio” (Empty world) para um “mundo cheio” (full world). Isso significa que a fonte principal de nosso bem estar foi descolada dos serviços ecológicos para os serviços vindos da economia. Um exemplo dado por Daly & Farley (2010), é que ao cortarmos árvores para fabricar uma mesa, nós temos a adição de um serviço econômico à mesa, ao mesmo tempo que temos uma perda do serviço ecológico da mesma árvore na natureza (seja a fotossíntese, proteção do solo, etc).

Figura 3 - De um mundo vazio para um mundo cheio



Fonte: Daly & Farley (2010)

1.3.1 Economia Ecológica como uma ciência evolucionária

Para Van der Bergh & Gowdy (2000), a teoria evolucionária tem tido um papel principal para a ciência econômica por mais de 100 anos, inicialmente através da analogia direta à evolução biológica para Veblen e Friedman. Veblen, além de possuir argumentos explícitos para a adoção de uma abordagem evolucionista na economia, acreditava que “a teoria econômica não deve tomar o indivíduo como dado, mas como um produto e, ao mesmo tempo, produtor de instituições” (Cerqueira, 2002). Postulava, ainda, que a noção de equilíbrio deveria ser substituída por uma metáfora da evolução darwinista. No entanto, não conseguiu desenvolver uma teoria concisa de suas ideias, contribuindo para que estas fossem mal compreendidas.

Segundo Van der Bergh & Gowdy (2000), diferentes abordagens alternativas à teoria neoclássica, e seu núcleo baseado no “*survival-of-the-fittest*”, foram desenvolvidas, talvez a mais paradigmática a obra de Schumpeter, e sua teoria da mudança qualitativa e da destruição criativa, bem como a ramificação posterior dos neo-schumpeterianos, tal como Dosi (1982) e sua teoria de mudança tecnológica. Outras abordagens evolucionárias com desdobramentos relativos menos intensos, nem por isso menos relevantes, tais como a teoria do desenvolvimento cultural-institucional de Hayek, a teoria de comportamento humano, organizações e complexidade de Simon, e Georgescu-Roegen e a “bioeconomia”, com a interpretação das leis da termodinâmica e o conceito de entropia no desenvolvimento econômico de longo prazo. Com esses desdobramentos, o autor afirma que as visões evolucionárias não são meras metáforas biológicas ao enfatizar o fenômeno econômico como um processo evolutivo

Ainda, segundo Van der Bergh & Gowdy (2000), o pensamento evolucionário é importante para a economia por ao menos três razões: 1) Os sistemas econômicos têm tido ao longo dos tempos mudanças qualitativas, estruturais e irreversíveis, de forma extremamente rápida. Em nenhum momento, de uma perspectiva histórico-industrial, há movimentos a um estado estacionário do crescimento, ou de equilíbrio, como a teoria tradicional tenta provar; 2) Esses sistemas possuem grande capacidade de aprendizado e adaptação, em todas as esferas de

atuação (sejam firmas, ONGs, setores, países, ou de escala global); 3) Como preconizado por Nelson (1995) a evolução pode ser observada em uma estrutura organizacional da economia, envolvendo ciência, tecnologia, mercados, preferências dos consumidores, instituições e outros, em um nível mais amplo.

A evolução é um processo de retenção de variação, envolvendo três processos darwinistas: variação, seleção e herança. À análise evolutiva cabe analisar como a variação é gerada, como propriedades vantajosas são retidas e passadas e porque as entidades diferem na sua propagação. Estas entidades podem ser entendidas como organismos biológicos, organizações, instituições ou tecnologias. Evolução deve ser vista como um desequilíbrio e mudança qualitativa ou estrutural que é irreversível e imprevisível, podendo ser gradual ou radical e baseada em uma variação no nível micro (variação) e seleção, bem como nas tendências e choques no nível macro.

Mecanismos evolucionários têm pelo menos dois papéis importantes na economia do meio ambiente. Primeiramente, a partir do surgimento do conceito de desenvolvimento sustentável há uma implicação no horizonte de longo prazo na análise científica e de políticas. Segundo, os recursos naturais e ecossistemas são afetados diretamente pelo processo de seleção, o qual é pressionado e acelerado pelas atividades antropogênicas (Van der Bergh & Gowdy, 2000).

Dentre as distintas perspectivas evolucionárias iremos utilizar o conceito de coevolução, o qual pode ser entendido como evolução simultânea de espécies, ecossistemas ou espécies. Coevolução é um conceito útil para integrar economia evolucionária e meio ambiente referindo-se à evolução simultânea de espécies interativas relevantes, ou espécies e ecossistemas, e analogamente atividades econômicas e seus ambientes naturais. Enfatiza que a pressão da seleção (advinda do conceito darwinista) não é meramente exercida por fatores abióticos, mas também por outras espécies vivas. Foi introduzida primeiramente por Ehrlich e Raven (1964) na biologia, sendo Norgaard (1984) o primeiro a introduzir o conceito à economia, aplicando a questões ambientais.

Segundo Norgaard, a coevolução é diferente da mudança dinâmica simultânea, embora sejam frequentemente usadas erroneamente como sinônimas, onde pelo menos um sistema está evoluindo. Por não ser um conceito normativo não se trata, por exemplo, de mudanças no sistema social evoluindo harmoniosamente com a natureza, visto que as relações coevolucionárias podem ser mutuamente cooperativas, parasitas-competitivas, predatória ou dominante. Ainda, segundo o autor, é um processo de mudança isento de valor o qual é valorado de acordo com os benefícios que a sociedade enxerga como positivos, no caso de uma coevolução entre sistema social e ecossistema. A tese exposta por Norgaard dá ênfase à ideia de que a humanidade e seu ambiente de alguma forma mudam conjuntamente, como um paradigma para descrever que tal mudança foi desenvolvida. O autor sustenta que o modernismo leva à noção vaga de progresso social e econômico, e há um grande sistema co-evolucionário envolvendo cinco componentes: meio ambiente, valores humanos, conhecimento humano, instituições e tecnologia.

Dentro da literatura da economia ecológica houve grande repercussão e interesse nesse arcabouço analítico proposto por Norgaard, se utilizando de uma tipologia de cinco distintas coevoluções: biológica, social, gene-cultural, biossocial e sócio-ecológica. A primeira surgiu devido a sua importância para políticas conservacionistas, analisando a evolução recíproca entre duas ou mais espécies. A coevolução social refere-se à evolução entre diversos sistemas sociais, citando como exemplo tecnologias e instituições, população de indústrias e universidades, comportamentos e instituições, população de produtores e consumidores. É a partir do arcabouço da coevolução social que podemos enxergar o surgimento e evolução das instituições ambientais, suas barreiras e as políticas de transição para a adoção de tecnologias ambientais ou a evolução de corporações mais verdes. A coevolução entre gene e cultura referem-se às interações evolutivas entre, como o próprio nome sugere, a evolução cultural da sociedade e sua concomitante evolução biológica. A mente humana, sua cognição e percepção aparentemente evoluíram influenciadas pelo contexto cultural. Sendo assim, o comportamento humano não é considerado como determinado apenas pela evolução biológica, devendo levar em conta a dinâmica endógena cultural. Kallis & Norgaard (2010) sugerem como bases teóricas à economia ecológica que a racionalidade

limitada, o comportamento rotineiro e as escolhas com base na heurística podem oferecer bases comportamentais melhores que às da teoria neoclássica.

A coevolução bio-social trata da evolução social e evolução biológica não-humana, como exemplo, a interação entre população de pragas e estratégias econômicas e as políticas regulatórias para a indústria de pesticidas. Já a coevolução sócio-ecológica analisa como a evolução no sistema social afeta o meio ambiente biofísico.

A partir da conceptualização coevolucionária há um alargamento na lógica de análise, onde múltiplos subcomponentes, como genes, ideias, percepções, comportamentos, ações e instituições coevoluem e interagem. Epistemologicamente, oferece pontos de entrada para transcender debates dicotômicos dentro da economia do meio ambiente. Winder *et al* (2005) reconhecem que a contribuição de Norgaard foi enorme, possibilitando teóricos e práticos interessados em desenvolver e aplicar tais conceitos em uma grande gama de análises. No entanto, deve-se considerar essa obra como um ponto inicial e não como algo único.

A partir disso há a possibilidade de uma mudança irreversível e sustentada, implicando que não é meramente adaptação temporária, que pode ser revertida, mas algo único, histórico e parte de um processo de “*path-dependence*”. Isso afirma que eventos históricos podem em combinação com retornos a escala levar a um *lock-in*, possivelmente de tecnologias não ótimas. Isso se contrapõe no cerne à abordagem neoclássica – no máximo preocupada com a dinâmica, mas com problemas de alocação a-históricos.

Ao considerar a evolução do sistema econômico como processos exógenos ao ambiente natural, à evolução das instituições, tecnologias e preferências, estariam deixando de entender certas dinâmicas e interações entre tais sistemas, que dão origem a padrões históricos de mudanças irreversíveis. A ótica coevolutiva possui poderosos *insights* para entender como diferentes características dos recursos naturais e dos ecossistemas estimulam as inovações tecnológicas em um sistema econômico (CECHIN, 2010)

Tabela 2 Tensões epistemológicas entre economia e outras ciências sociais.

Premissa tradicional	Premissas complementares (ou alternativas)
Mecanicista	Evolucionária
Neutralidade do valor	Valores inevitáveis
Objetividade	Subjetividade (interpretativo)
Regularidade universal	Contextualismo, único, estudos de caso
Reduccionismo	Holística
Causação unidirecional	Causação multidirecional
Modelos lógicos matematicamente fechados	Modelos-padrão que podem ser fragmentados
Soluções ótimas	Esclarecimento, busca pelo consenso, mitigação do conflito de interesse.
Conhecimento disseminado	Interação (diálogo e aprendizagem cooperativa)

Fonte: Norgaard (1984) e Soderbaun (200)

1.3.2 Contribuições da Economia Institucional à Economia Ecológica

Devido ao seu caráter transdisciplinar e holístico, a Economia Ecológica não possui um modelo de comportamento humano, mas sim vários. Cada contribuição possui uma interpretação, que são livremente utilizados pelos economistas ecológicos. Para fins deste estudo, alguns *insights* da economia institucional se mostram pertinentes. A abordagem institucionalista auxilia no exame de como os recursos ambientais, e seu manejo, criam interdependência e conflitos. Tais conflitos podem ser gerenciados fazendo escolhas coletivas que são implementadas ao estabelecer, mudar ou reafirmar as instituições dentro de uma governança específica. Além disso, oferece ricas explicações sobre as limitações cognitivas e as restrições dos agentes nos processos decisórios (PAAVOLA & ADGER, 2005)

A introdução de um novo instrumento de política ambiental cria um novo arranjo institucional, criando e modificando instituições. As instituições podem ser entendidas como regras ligadas ao que fazer em uma dada situação (Ostrom, 1990). Elas agem como filtros

guiando a ação humana e agindo de forma decisiva, moldando o jeito que o meio ambiente é percebido e manejado (Young, 2002; Primmer *et al*, 2011). Segundo Vatn (2005), as instituições:

“provide expectations, stability and meaning essential to human existence and coordination. Institutions regularize life, support values and produce and protect interests”

De acordo com Young (2005), instituições são um conjunto de regras, direitos e procedimentos que dão origem a práticas sociais, permitindo o papel dos atores em um modo particular, governando as interações entre eles. Usualmente são divididas entre instituições formais e informais. As instituições formais são as regras que mudam o comportamento, possuindo mecanismo de coerção. Já as instituições informais estão mais ligadas a normas sociais e são frequentemente caracterizadas como convenções culturais e padrões estabelecidos e controlados socialmente (Primmer *et al*, 2011).

Diferentemente do conceito tradicional de externalidades, as correntes institucionalistas utilizam o conceito de interdependências para a caracterização dos problemas ambientais. A Economia Ecológica virou-se para a economia institucional por seus modelos de comportamento humano e explicações no papel das instituições na lógica da ação coletiva e dos problemas ambientais. Segundo Paavola & Adger (2005), a temática do meio ambiente não é uma preocupação central para a economia institucional, mais focada em organização industrial, *public coiche*⁵ e história econômica. No entanto, possui um grande corpo teórico ligado a questões de arranjo de propriedade comum e convenções ambientais internacionais. Abaixo elencamos algumas diferenças-chave em relação ao tratamento da Economia Ambiental:

⁵ “Public choice theories extend new institutional analysis into administrative and political decision making by treating politicians and politics akin to firms and markets (...). For the public choice paradigm, non-market institutions are adopted as responses to market failures and agents act strategically within the incentive structures created by them” (Paavola & Adger, 2005:361)

1. A análise dos problemas ambientais é baseada no conceito de interdependência ao invés de externalidades. Ocorre quando a escolha de um agente influencia a escolha de outro agente. Tais agentes não se dão conta da incompatibilidade de interesses relativos aos bens ambientais escassos e precisam resolver seu conflito de dois modos. O primeiro é definindo direitos de propriedade privado (Coase) ou estabelecendo regulações ambientais, criando outros direitos.
2. Custos de transação positivos. Ao considerar a existência de tais custos, requer instituições informais e formais necessárias para a lógica individual e coletiva, influenciando os resultados econômicos e ambientais.
3. A abordagem institucional possui importantes implicações para as decisões ambientais e análises ambientais, uma vez que estuda como as interdependências criam conflitos e problemas ambientais na falta de definições estritas.
4. Ao invés de focar em análises das implicações no bem estar de diferentes governanças, auxilia na avaliação de soluções de governança e em seus resultados, à luz das metas de governança entre diferentes atores

Mercados e hierarquias são apresentados normalmente como diferentes tipos “puros” de organização. Trabalhos recentes relativos a teoria dos custos de transação juntam estas estruturas na discussão de escolha entre firmas e mercados para organizar atividades (Williamson, 1991). Segundo Ostrom (2005), em cada disciplina de estudo é dado ênfase a um conjunto separado de linguagem que fazem diversas premissas sobre os objetivos e mecanismos que os indivíduos usam ao tomar decisões, as variáveis importantes que afetam a estrutura das situações enfrentadas nestes momentos, bem como a capacidade dos indivíduos em afetar a estrutura destas situações, além da gama de resultados que são prováveis em serem atingidos. Sendo assim, considera que o desenvolvimento destas linguagem separadas se configura como uma barreira para um *framework* explanatório, dando surgimento nas últimas décadas a um movimento interessante de abordagens interdisciplinares. A publicação de “*The Three worlds of action: a metatheoretical synthesis of institutional approaches*” (Kiser e Ostrom, 1982)

representa a tentativa inicial de apresentar o framework, consagrado posteriormente por Elinor Ostrom⁶.

A abordagem desenvolvida vem sendo consolidada através do uso da Análise Institucional e Desenvolvimento - IAD (*Institutional Analysis and Development*). Parte da classificação das principais categorias de bens e recursos a partir da possibilidade de exclusão no acesso e rivalidade no uso. Geralmente bens de fácil exclusão e alta rivalidade são de propriedade privada, enquanto que bens de difícil exclusão e baixa rivalidade usualmente são bens públicos. No entanto, o foco da análise de Ostrom são os bens de difícil exclusão e alta rivalidade, também conhecidos como recursos comuns, ou *Common pool resources* (CPRs). Segundo Lauriola (2009), historicamente a análise destes bens foi negligenciado ou abordados com superficialidade pela teoria economia, ganhando destaque com Ostrom e seus colaboradores.

Em sua obra *Governing the Commons* (1990) Ostrom parte da crítica da “tragédia dos bens comuns”, formulada em 1965 por Garret Hardin. Para Ostrom, os *commons* devem ser definidos não como recursos comuns, mas sim como recursos em livre acesso. Sendo assim, os *commons* são “*espaços e recursos naturais coletivos, apropriados e gerenciados por grupos definidos, segundo modalidades e regras definidas*” (Lauriola, 2009:10). Portanto, o livre acesso descrito por Hardin é uma situação de exceção e não de regra dos bens comuns. Isso representaria que a propriedade comum seria uma das alternativas possíveis ao enfrentamento do esgotamento dos recursos, o que dá subsídio a uma terceira via, fora da dicotomia estado ou mercado, que é justamente a propriedade comum. Os esforços de Ostrom foram direcionados a demonstrar o papel fundamental da diversidade institucional para “reforçar a resiliência dos sistemas socioambientais (ou sócio ecossistemas) na busca da sustentabilidade”. Esta gestão comunitária

⁶ Elinor Ostrom foi laureada com o prêmio Nobel de Economia em 2009 em conjunto com Oliver Williamson. .

não é algo monolítico, mas os diversos estudos de caso utilizando o arcabouço do IAD demonstram uma variedade de situações e diversidade institucional adaptados à realidade local⁷.

* * *

Notas conclusivas

Neste primeiro capítulo buscamos apresentar as principais correntes teóricas ligadas a economia que tratam da temática do meio ambiente. Vimos inicialmente que, com a introdução e consolidação do conceito de desenvolvimento sustentável e sustentabilidade no primeiro escalão dos debates na arena política, diversas interpretações foram sendo apresentadas. Dentro da teoria econômica, procuramos demonstrar a visão do *mainstream* (i.e. economia ambiental neoclássica) e o papel principal que o mercado tem para seus principais autores. Ao apresentarmos a economia ecológica como corrente alternativa de análise da problemática ambiental, enxergamos como um ferramental mais realista perante a complexidade das questões inerentes a este campo. Ao utilizar-se desde sua criação de um pluralismo metodológico, têm-se duas implicações que devem ser destacadas. Primeiramente, possui uma visão mais holística do problema e ao poder utilizar do instrumental de diversas escolas e campos científicos, sempre com ressalvas, consegue transitar bem entre distintas áreas do conhecimento. No entanto, corre-se o risco de ao ser demasiadamente plural, perder-se nas definições conceituais e na utilização em demasia de instrumentais e métodos que tanto critica (no caso dos neoclássicos).

⁷ Alguns dos estudos de caso citados por Ostrom (XXXX) que utilizaram do IAD em sua análise: Fronteiras da terra em Botswana (Wynne 1989); a evolução das cooperativas de café em Camarões (Walker 1998); o efeito das regras em recursos de uso comum (E. Ostrom 1990, 1992; Schlager 1990; Blomquist 1992; Tang 1992; E. Ostrom, Gardner, and Walker 1994; Lam 1998; National Research Council 2002); o estudo das economias públicas em áreas urbanas (McGinnis 1999); a evolução da reforma bancária nos EUA (Polski 2003); mudança de ranchos comunais para privados no Quênia (Mwangi 2003); efeitos da descentralização legal no nível local (Andersson, 2002).

2. Capital natural, serviços ecossistêmicos e a valoração da natureza.

"Markets are institutions where, as a famous economist once put it, you vote with your dollars. The populations of developing countries, having few dollars, are disenfranchised in this vote." (Heal, 2000:24)

Introdução

O objetivo deste capítulo é o de apresentar o conceito de capital natural e seus constituintes. Inicialmente apresentado como uma metáfora, o termo foi sendo incorporado a teoria econômica e ganhou notoriedade nas decisões de política ambiental. Como parte constituinte deste, apresentaremos as funções e serviços ecossistêmicos e suas relações com o bem estar humano.

Com o crescimento do debate acerca das interdependências entre atividades econômicas, bem estar humano e serviços ecossistêmicos, convém destacar a importância atribuída aos estudos de valoração economia do meio ambiente. Para tanto, apresentaremos as principais técnicas de valoração, bem como suas limitações e críticas. Tal seção apresenta-se como importante para o desenvolvimento deste trabalho, uma vez que se faz necessário entender qual é o papel atual dos métodos de valoração e se a redução do valor ecossistêmico a uma métrica monetária é a melhor forma de promovermos sua valorização.

Posteriormente, apresentamos alguns métodos utilizados nos processos de tomada de decisão, tais como a Análise Custo Benefício e abordagens alternativas, que se utilizam de mais de uma dimensão de valor, como a abordagem multicritério.

2.1. Capital Natural como analogia econômica

A definição conceitual de capital pode ser entendida como um estoque que ‘rende’ (fornece) um fluxo de benefícios. Para definir o capital natural, segundo Farley (2012), é necessário que sejam entendidas as estruturas ecossistêmicas e funções que entregam uma série de benefícios à sociedade, a qual iremos abordar na próxima seção. Primeiramente devem ser definidas as fontes de matérias-primas para a produção econômica, como madeira, alimentos e combustíveis. Além disso, faz-se necessário definir e valorar a locação do capital natural em termos locais, ou seja, como sua localização afeta em termos espaciais a sua relação com a humanidade e como um substrato físico de captura de energia solar e chuvas. Dificilmente algum componente do capital natural atua de forma singular, podendo funcionar simultaneamente como fonte, serviços e depósitos.

Para entender a função do capital natural como fonte de recursos e matérias primas, devemos ter em mente a tipologia desenvolvida por Georgescu-Roegen que ajuda a entender as distintas formas que o capital natural pode assumir. Economistas convencionais usam apenas fatores de produção, definindo os *inputs* necessários para a criação de qualquer *output*. Georgescu-Roegen (1979) retoma conceito aristotélico de *material cause* (aquilo que é transformado) e *sufficient cause* (o que causa transformação sem ser transformado no processo). Sendo assim, há dois tipos de recursos: *Stock-flow Resources* e *Fund-Service Resources*. O primeiro pode ser entendido como aquele que é transformado materialmente naquilo que é produzido. Já o segundo, é conceitualmente definido como aquele que sofre desgaste da produção, mas não se torna parte da coisa produzida. Uma segunda classificação importante que Daly faz é de recursos bióticos e abióticos⁸. Os recursos bióticos podem ser exemplificados como

⁸ Os recursos bióticos ainda são divididos em autótrofos (fabricantes de seu próprio alimento) e heterótrofos (utilizam-se de materiais sintetizados pelos autótrofos). Ver Andrade & Romeiro (2009).

os combustíveis fósseis, minerais, água, terra (no sentido ricardiano de espaço) e energia solar. Já os recursos abióticos são aqueles como recursos renováveis, serviços ecossistêmicos e absorção de resíduos (entendido como um desdobramento dos serviços ecossistêmicos). Esse último merece especial atenção dado que o grande desafio é fazer com que a economia funcione dentro de seu limiar de absorção ecossistêmica (resiliência). Alguns economistas, como os decrescentistas, acreditam que a solução para isso seria caminhar rumo ao crescimento zero através do aumento da eficiência ecológica, e não econômica (Romeiro, 2012).

Apesar de o capital natural ser importante para a sobrevivência humana, sob uma ótica humana nem todo o capital natural é importante para este propósito. Isso dá surgimento ao conceito de *capital natural critical* (CNC). Do ponto de vista da teoria econômica, como visto anteriormente, há distinções entre os economistas que acreditam na substituição do capital e na existência desse ponto crítico do capital natural. Sendo assim a sustentabilidade seria apenas uma questão relativa a obter quantidades constantes de capital, não importando de que fonte (natural, manufaturado, etc). Para os economistas ecológicos, a existência de *ecological thresholds* e da complexidade do capital natural evidencia a necessidade de aumentar o conhecimento sobre a dinâmica do mesmo e tentar ao menos identificar possíveis pontos de ruptura, tais como o CNC (FARLEY,2012)

Espécies individuais podem exibir *thresholds* na forma de números mínimos de indivíduos para sustentar suas comunidades, conceito definido como *minimum viable populations* (MVP). Se a população dos indivíduos de certa espécie cair abaixo deste nível mínimo, não há como assegurar sua sobrevivência e o risco de extinção passa a ser maior. Seria fácil assegurar o manejo destas espécies conhecendo seus limiares e possibilitando a manutenção de seus indivíduos. No entanto, o conhecimento acerca desses limiares é extremamente limitado o que, aliado ao caráter dinâmico e complexo de suas relações com outras espécies, tende a ser descontrolados e acarretar na perda de outras espécies que possuíam relações com as espécies extintas ou diminuídas. Ecossistemas por sua vez possuem semelhante relação conforme seu tamanho, dando origem ao conceito de *minimum viable size*. Farley (2012) cita estudos que

sugerem que a Amazônia tem a capacidade de regulação das chuvas em uma escala imensa, mas se a floresta ficar abaixo de determinado tamanho não haverá chuva suficiente para sustenta-la.

Apesar da popularidade na utilização do conceito metafórico da natureza como um capital, alguns economistas ecológicos se posicionam contra. Afirma que tal conceitualização leva a um caráter de princípio antiecológico onde, na sua visão, o capital natural tendem a uma “*spurious legitimacy to the commercialisation of nature and its reduction to a productive input*” (Burkett, 2006: 126). Uma das críticas refere-se a agregação de unidades físicas incomensuráveis como um sintoma do mal uso do valor da natureza em termos de estoque. Como as distintas funções e categorias agregadas sob o capital natural são radicalmente diferentes consideram que é extremamente duvidoso que possam ser agrupadas como uma categoria única.

2.2. Ecossistemas, funções e serviços ecossistêmicos

A origem histórica do conceito de serviços ecossistêmicos remete aos anos 1970 com o enquadramento utilitarista das funções benéficas dos ecossistemas como forma de ganhar a atenção pública (Gómez-Baggethun, 2010). O termo serviço ecossistêmico foi primeiramente introduzido por Ehrlich and Ehrlich (1981), onde até meados dos anos 1980 o uso deste conceito tinha viés preponderantemente pedagógico, como forma de mostrar “*how the disappearance of biodiversity directly affects ecosystem functions that underpin critical services for human well-being*”. Veiga Neto & May (2010) afirmam que há certa confusão entre o uso do termo serviço ecossistêmico e serviço ambiental. Segundo Daly (1997) os serviços ecossistêmicos são aqueles serviços prestados pelos ecossistemas e espécies que os compõe, na sustentação das condições da vida humana na Terra. Já os serviços ambientais são aqueles prestados pelos humanos no estabelecimento das condições de manutenção e melhoramento da provisão dos serviços ecossistêmicos. Ou seja, o primeiro é um conceito intrinsecamente ligado à dinâmica ecológica

enquanto o segundo pode ser definido como um condicionante humano (as vezes não necessário) para a plena oferta do primeiro.

Nos anos 1990, o marco na agenda dos serviços ecossistêmicos acontece com a publicação do artigo de Constanza *et al* (1997), na revista Nature, gerando discussões nos meios científico e político. Neste artigo, os autores fizeram um grande estudo de valoração ecossistêmica de diversos biomas e constataram que os fluxos anuais oriundos de 17 serviços em 16 ecossistemas ao redor do mundo renderiam algo em torno de US\$ 33 trilhões.

Gómez-Battethun *et al* (2010) ao fazerem um panorama da evolução da agenda dos serviços ecossistêmicos a divide em três etapas (Tabela 3). A primeira fase engloba o enquadramento das funções ecológicas com serviços ecossistêmicos, ocorridas entre os anos 1970 e 1980. Diversos estudos e esforços vão em direção da adoção da abordagem utilitarista como forma de afetar a tomada de decisão. A etapa seguinte teve seu amadurecimento nos anos 1990, com a difusão de diversas técnicas de valoração ambiental em termos monetários. O terceiro estágio corresponde aos diversos esforços para ‘pagar’ os serviços ecossistêmicos, com a construção de estruturas institucionais e de mercados reais. Alguns autores afirmam que esse processo é coincidente da etapa de neoliberalização das economias (Kosoy & Corbera, 2010).

Tabela 3: Evolução da agenda dos serviços ecossistêmicos

Período	Estágio	Conceptualização	Ação	Valor
1960-1990	Abordagem utilitarista	Funções ecossistêmicas como serviços	Funções ecossistêmicas enquadradas em termos utilitárias	Valor de uso
Início em 1960 com aceleração nos anos 1990	Monetarização	Serviços ecossistêmicos passível de valoração	Refinamento de métodos para valoração ecossistêmica em termos monetários	Valor de troca
Início nos 1970 e aceleração nos anos 2000	Apropriação	Serviços ecossistêmicos como apropriáveis	Definição clara dos direitos de propriedade dos ecossistemas	Valor de troca
	Troca	Serviços ecossistêmicos como transacionáveis	Estruturas institucionais criadas para vendas/troca	Valor de troca

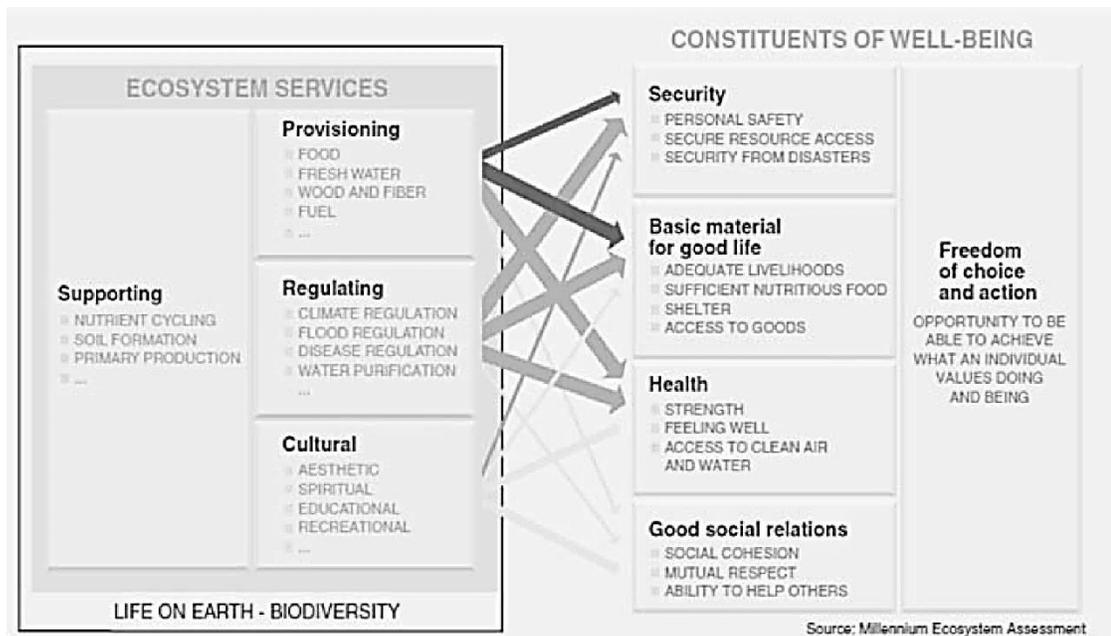
Fonte: GÓMEZ-BAGGETHUN *et al* (2010)

Algumas iniciativas recentes merecem ser citadas, como a *Milleninum Ecosystem Assessment* (MEA), estabelecido em 2001 via parceria de organizações internacionais, sendo responsável pela elaboração de análises de cenários e avaliações em distintas escalas. A meta é estabelecer um arcabouço conceitual científico para melhorar a contribuição dos ecossistemas ao bem-estar humano sem comprometer sua produtividade no longo prazo. Coloca o bem-estar humano como foco central, ao mesmo tempo reconhecendo os valores intrínsecos dos ecossistemas (MEA, 2005)

Há nesta iniciativa um reconhecimento da interação dinâmica entre pessoas e ecossistemas, e o alerta de que mudanças no estado dos ecossistemas afetam direta e indiretamente a vida humana. Através do uso de abordagem multi-escalar, demonstram que a humanidade tem afetado a capacidade dos ecossistemas em continuar a fornecer os serviços ecossistêmicos necessários ao bom funcionamento terrestre. Apesar dos serviços ecossistêmicos não serem reconhecidos largamente em um nível global, eles possuem importante papel no bem-estar humano e tem sido jogado ao limite para dar suporte ao crescimento da população mundial e de nosso sistema econômico. Como exemplo, citam que entre 1967 e 1982 a conversão de ecossistemas nativos em sistemas agrícolas conseguiu suportar um aumento de 32% da população mundial (MEA, 2005)

A degradação continua dos ecossistemas não é inevitável muito menos justificado, sendo que a iniciativa busca revelar as ligações entre os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano, através da sistematização e avaliação das informações existentes para os tomadores de decisão e sociedade em geral (MEA, 2005). Na Figura 4 podemos ver as ligações encontradas entre as funções e serviços ecossistêmicos e as categorias constituintes do bem-estar humano.

Figura 4- Serviços ecossistêmicos e bem estar humano



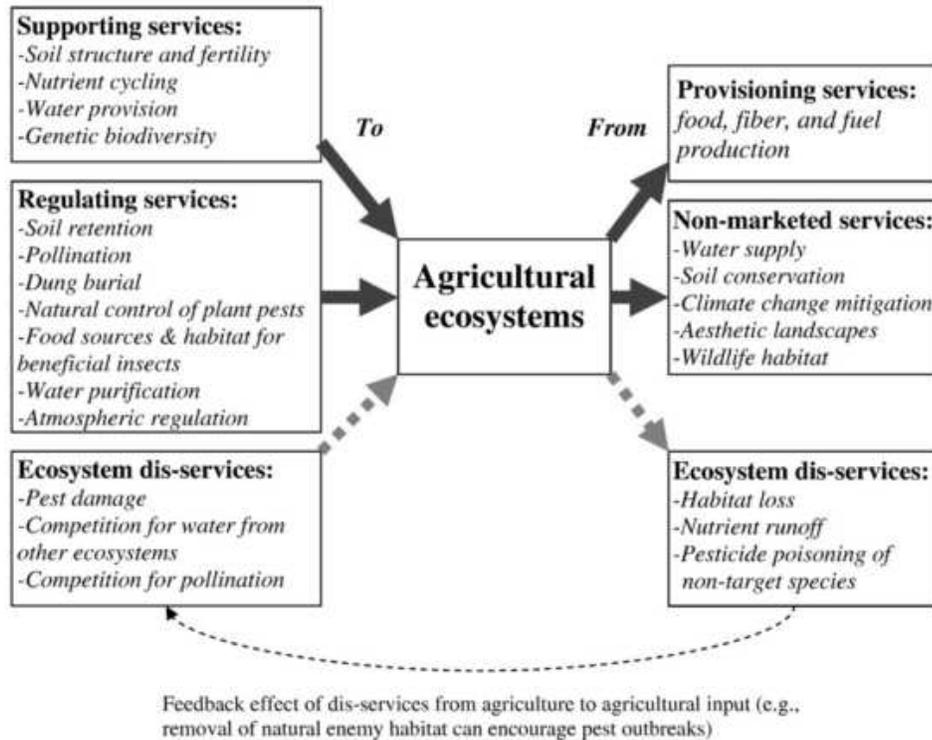
Fonte: MEA (2005)

MEA (2005) utilizam a divisão dos serviços ambientais, definidos como aqueles benéficos que as pessoas obtêm dos ecossistemas, em quatro conjuntos principais: provisão, regulação, suporte e culturais. Os serviços de provisão estão relacionados aos produtos obtidos diretamente dos ecossistemas, tais como madeiras, alimentos, fibras e outras fontes para combustíveis, recursos genéticos, produtos medicinais, farmacêuticos, bioquímicos e a água. Os serviços de regulação estão intimamente ligados às funções reguladoras dos ecossistemas, tais como a manutenção da qualidade do ar, a regulação climática global e microclimática, o controle de pragas, controle de erosão, processos de purificação de água, tratamento de resíduos, regulação biológica, polinização, etc. Os serviços de suporte são aqueles necessários à produção de outros serviços ecossistêmicos, tais como produção de oxigênio atmosférico, formação de solo, ciclagem de nutrientes e água. Os serviços culturais estão ligados a valores e conhecimentos relacionados aos serviços ecossistêmicos.

Serviços Ecosistêmicos e agricultura

A agricultura tem experimentado sucessivos avanços na produtividade desde a Revolução Verde, onde o desenvolvimento de novas técnicas e a otimização de recursos tem elevado a produção de alimentos, fibras e combustíveis. Dentro do arcabouço dos serviços ecosistêmicos, a agricultura é classificada em grande parte nos serviços de provisão, os quais por sua vez são inteiramente dependentes de serviços essenciais para seu bom funcionamento, constituindo uma complexa dinâmica de serviços de suporte e regulação (regulação climática, fertilidade do solo, polinização, etc.). Agricultura e serviços ecosistêmicos, segundo Dale & Polasky (2007) estão inter-relacionados em pelo menos três modos: (1) sistemas agrícolas geram serviços ecosistêmicos benéficos como retenção do solo, produção de alimentos e estético; (2) agricultura recebe benefícios diretos de outros ecossistemas como a polinização de ecossistemas não-agrícolas; (3) serviços ecosistêmicos não-agrícolas são impactados pelas práticas agrícolas. No entanto, segundo Zhang *et al* (2007), também recebe diversos desserviços ecosistêmicos, que são responsáveis pela diminuição da produtividade e consequente aumento nos custos de produção. Alguns destes serviços e fluxos são demonstrados na Figura 5, destacando o caráter dinâmico de suas relações (feedbacks entre eles).

Figura 5: Serviços ecossistêmicos e suas interações com agricultura



Fonte: Dale & Polasky (2007)

Diversas avaliações e mensurações destes fluxos são bem conhecidas entre os agrônomos, como por exemplo, as respostas do rendimento agrícola relacionadas a oferta de água e fertilidade do solo, bem como relacionadas à pressão de pragas. Apesar do intenso esforço em quantificar tais serviços, as relações entre tais funções e a agricultura em uma escala maior tem recebido bem menos atenção. Para o autor, a pesquisa deve avançar na direção de mensurar os fluxos dos serviços individuais e suas contribuições para a produtividade, o que depende largamente da compreensão ecológica intrínseca destes serviços. O conhecimento ecológico destas relações pode auxiliar no fortalecimento das boas práticas agrícolas que aumente a provisão dos serviços concomitantemente à diminuição dos desserviços (Zhang *et al*, 2007).

No entanto, a crescente pressão pela produção de alimentos, fibras e combustíveis pode levar ao agravamento dos desserviços. A lógica produtivista agrícola dominante é largamente dominada pelo uso extensivo de fertilizantes, agrotóxicos e práticas agrícolas não muito amigáveis o que nos lembra que o manejo agrícola é antes de tudo uma situação de trade-off entre distintos cenários. O manejo da paisagem para a maximização da produção de determinadas culturas, como as commodities agrícolas, provavelmente seja inversamente proporcional aos fluxos de alguns serviços ecossistêmicos, tais como a purificação de água ou a polinização. Temos novamente a questão dos ganhos privados contra as perdas sociais nas decisões de alocação (Zhang *et al*, 2007).

A iniciativa TEEB: A economia dos Ecossistemas

Lançado em 2007, “*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*” (TEEB) é uma iniciativa internacional, lançada pela união europeia e agora organizada pelo PNUMA, que busca colocar na agenda política principal a importância e os benefícios econômicos da biodiversidade. Grande parte do esforço está em estabelecer bases metodológicas para a contabilidade do capital natural e no reconhecimento do manejo sustentável dos recursos naturais como base primordial para a sustentação da economia. A iniciativa foca principalmente nos tomadores de decisão públicos e privados, tendo diferentes publicações para diferentes públicos nos níveis nacionais, regionais, empresarial e para cidadãos.

A primeira fase do estudo, concluída em 2008, alertou para três pontos cruciais: os impactos das perdas de serviços ecossistêmicos e biodiversidade para o bem estar; as fortes ligações entre medidas conservacionistas e a diminuição da pobreza; e o caráter ético ao fixar uma baixa taxa de desconto para os benefícios dos ecossistemas e biodiversidade. Devido a nossa inação perante as perdas ecossistêmicas, recomenda-se que a contabilidade do capital natural e sua inclusão nas esferas microeconômicas podem reduzir o custo de ações futuras. A segunda

fase, em andamento, objetiva estreitar as ligações entre economia e ecologia para estruturar uma avaliação dos serviços ecossistêmicos em distintos cenários. Como resultados de política, espera-se aumentar o interesse público pelo tema e criar ferramentas para os *policymakers* em distintos níveis de ação. Na próxima seção abordaremos as técnicas utilizadas para valorar o capital natural, uma das premissas desta iniciativa.

2.3. Valoração econômica da natureza

"Valuation is neither necessary nor sufficient for conservation. We conserve much that we do not value, and do not conserve much that we value" (Heal, 2000:29)

Sob a ótica neoclássica, os problemas ambientais são causados essencialmente pela ausência de preços de mercado aos bens e serviços ambientais, uma vez que não são transacionados (Tisdell, 1993). Como forma de corrigir tais falhas de mercado, uma série de métodos foram desenvolvidos para que os agentes econômicos possam então ‘contabilizar’ tais recursos em suas análises custo-benefício.

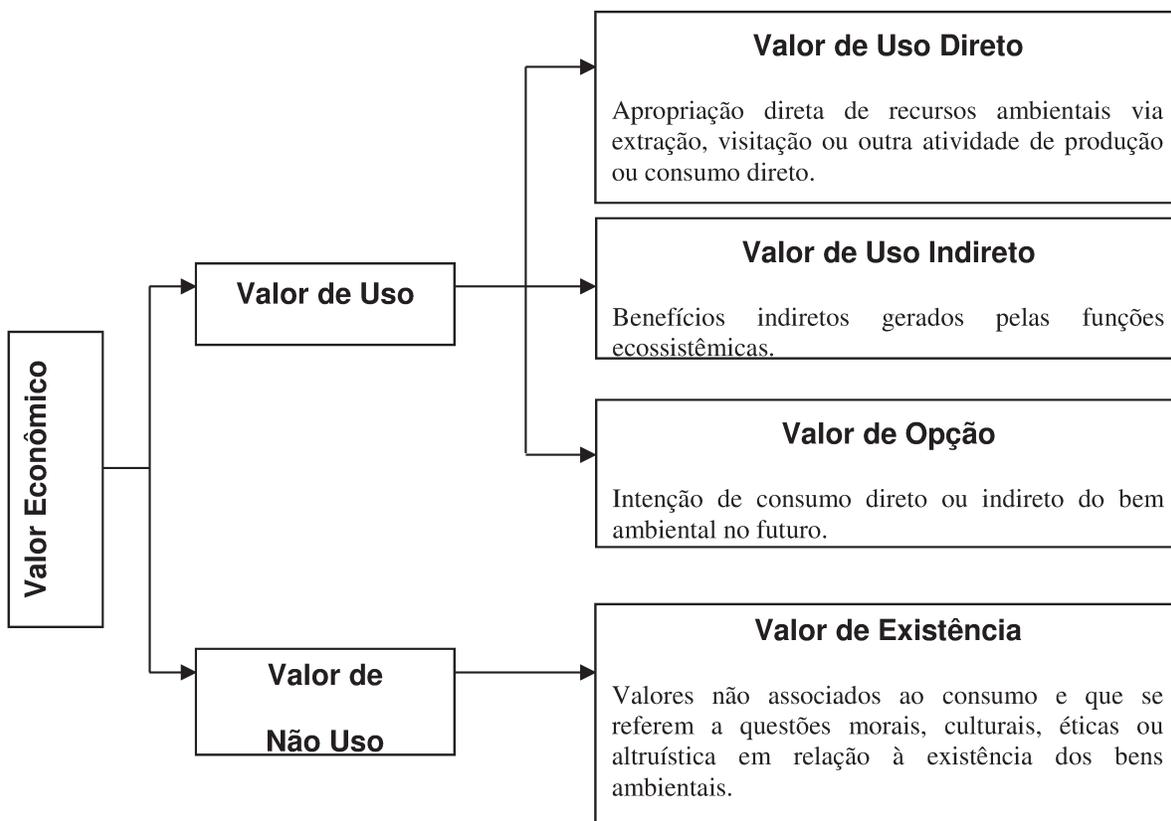
A teoria do valor tem sido referida ao longo do tempo como a “pedra filosofal” da teoria econômica. Economistas clássicos como Ricardo e Marx tentaram exprimir seu valor em forma de trabalho. Alguns outros autores das ciências naturais caminharam rumo a uma teoria ligada à energia (ou emergia). Enquanto que os neoclássicos perseguem o valor de forma utilitarista. Em comum, todos tentaram exprimir valor em uma forma singular (Gómez-Baggethun & De Groot, 2010).

Neste sentido, autores como Martinez-Alier (2007), alertam para o fato de que há uma pluralidade de valores em múltiplas dimensões e que talvez não seja o melhor caminho perseguir a escala de apenas uma dimensão. Como consequência, há a sugestão de caminhar para avaliações que levem em conta a existência de valores incomensuráveis. Apesar de determinados

valores não poderem ser comparados, isso não impede a existência de métodos que tentem agrega-los de forma racional, tais como avaliações multicritério (que será abordada ainda neste capítulo).

Maia *et al* (2004) decompõem o valor econômico de um recursos ambiental em duas categorias iniciais: valor de uso e valor de não uso. O primeiro envolve o valor direto (benefícios econômicos diretos da apropriação dos recursos via extração), valor indireto e valor de opção. Já os valores de não uso referem-se a valores que não são passíveis de serem valoradas de forma econômica. Tais valores são comumente atrelados ao valor da existência de terminando bem, não sendo passíveis de valoração de forma monetária por estar associado geralmente a questões culturais. Na figura 6 temos uma representação em forma de diagrama desta decomposição.

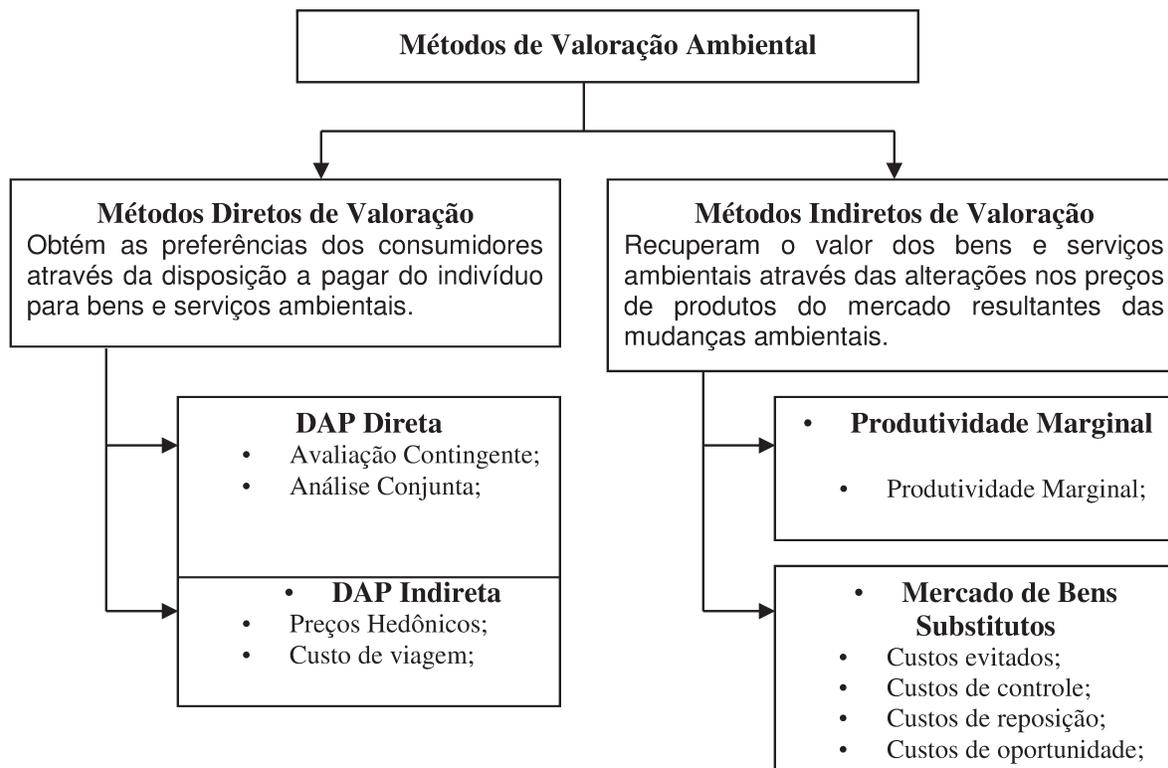
Figura 6: Decomposição do valor econômico ambiental



Fonte: Maia *et al* (2004)

Os mesmos autores separam os atuais métodos de valoração econômica em função da forma como são obtidos os valores: de forma direta ou indireta, ilustrados na Figura 7. O primeiro conjunto de métodos envolve obter as preferências dos consumidores através do que ficou conhecido como Disposição a Pagar (DAP) ou Disposição a Receber (DAR), obtendo as preferências dos indivíduos através da estimativa de quanto estariam dispostos a receber (ou pagar) por determinado bem. O segundo conjunto busca estimar o valor dos bens de forma indireta, ou seja, através nas mudanças nos preços, custos ou fluxo de renda incorrida com determinada alteração na provisão do mesmo.

Figura 7 – Métodos diretos e indiretos de valoração ambiental



Fonte: Maia et al (2004)

Na seção abaixo apresentaremos alguns dos mais utilizados métodos na valoração econômica ambiental, segundo Maia et al (2004).

Custos evitados: Este método procura relacionar os possíveis gastos com relação a possibilidade de mortalidade humana. O valor estimado então seria uma aproximação dos custos evitados se determinada ação prejudicial não ocorresse. Tomemos como exemplo o caso de enchentes nas regiões serranas do Brasil. O custo associado a reconstrução e às centenas de vidas perdidas todos os anos poderiam ser evitados se tomassem determinadas atividades defensivas. Segundo Maia, quando levantados os custos da vida humana, usualmente é calculado os ganhos previstos ao longo da vida do indivíduo, baseado em sua produtividade e expectativa.

Custos de controle: Estes custos estão relacionados aos gastos exercidos para garantir a qualidade de determinados bens ambientais à sociedade. Um bom exemplo é o do tratamento de esgoto e dejetos, onde evita-se a poluição de um rio ou corpo d'água. Sendo assim, ao limitar o nível de emissões e tratar os poluentes, evita-se um custo posterior de tratamento da água. Outro exemplo estaria relacionado aos controles com tecnologia *end-of-pipe*, mais popularmente utilizada na indústria. Neste caso, opta-se por tratar os contaminantes antes que sejam lançados na atmosfera. Maia *et al* (2004) salienta que as dificuldades para o uso deste método estão mais relacionadas à dificuldade em estimar os custos marginais de controle ambiental, bem como os benefícios marginais gerados pelo controle mais rígido.

Custos de reposição: este método utiliza os custos necessários para substituir os benefícios gerados por determinado bem ambiental, caso ocorra uma diminuição ou interrupção de seus serviços. Exemplo disso pode ser mais bem observado no caso da fertilidade do solo para a produtividade agrícola. Como é sabido, o solo não é simplesmente um aglomerado de nutrientes e repositores genéricos, mas sim um complexo ecossistema que desenvolve uma série de funções e serviços ecossistêmicos para a humanidade. Por exemplo, caso um solo seja danificado até determinada medida há como corrigir estes danos, através de uso de insumos e substâncias corretivas. Sendo assim, estima-se o custo da restauração do bem após o dano ocorrido com base nos preços de mercado para substituir ou reparar tal função. O problema deste método é incorrer

em uma redução simplificada e produzir valores fortemente subestimados. Avaliar o custo de reposição não é um jeito muito convincente de valorar ecossistemas naturais, devendo ser considerado como : “(...) a benchmark that the decision makers have to keep in mind as they evaluate conservation and restoration options” (Heal, 2000:27).

Custo de oportunidade: O cálculo do custo de oportunidade envolve inicialmente a identificação de todos os usos do solo da região avaliada, focando principalmente nas culturas mais significantes em termos de valor e quantidade. Devido a seu caráter extremamente variável, o cálculo deve levar ser feito em um nível espacial baixo (local), devido à possibilidade de distintos valores até mesmo em propriedades vizinhas.

Posteriormente, deve-se calcular o “Valor Presente Líquido” de todos os custos e benefícios (esperados) do uso da terra mais lucrativo e significativo, com devida atenção à escolha do horizonte temporal e da taxa de desconto.

Preços hedônicos: este método procura estabelecer uma relação entre os atributos de um produto e seu preço de mercado. A aplicação mais utilizada é relacionada ao mercado de terras e preços de propriedades. O preço é obtido através de uma regressão econométrica ajustada à uma série de características que possam influenciar no seu valor, tais como características físicas, ambientais, geográficas e socioeconômicas. No entanto, a dificuldade na aplicação deste método reside na determinação exata de todas as variáveis que possam influenciar seu preço, sendo assim, somente serão significantes aquelas que possuem uma correlação (tanto positiva quanto negativa) com o preço do mesmo. Isso pode levar a exclusão de variáveis importantes, que não são contabilizadas monetariamente. Mesmo com estas limitações, Maia *et al* (2004) afirma que o método pode proporcionar uma boa estimativa da disposição a pagar por determinado atributo ambiental.

Custo de viagem: este método foi desenvolvido nos anos 19XX para a valoração de patrimônios naturais de visitação nos EUA. A lógica por trás dele é de que ao mensurar os gastos incorridos pelos visitantes para chegar até a atração turística, pode-se estabelecer uma função relacionando a taxa de visitação às variáveis de custo. As despesas geralmente estão relacionadas ao transporte,

tempo de viagem, taxa de visitação, entre outros. Sendo assim, são aplicados questionários para saber qual é o dispêndio dos visitantes de acordo com suas características socioeconômicas.

Avaliação contingente: Método em que confia nas preferências reveladas dos entrevistados. Para obter tais informações dois tipos de abordagem são utilizadas. A disposição a pagar (DAP) ou a Disposição a receber (DAR). O objetivo por trás deste método é de descobrir o quanto o indivíduo está disposto a pagar por determinada mudança no bem ou serviço, demonstrado em valores monetários. Do mesmo modo, a disposição a receber mede o quanto, em termos monetários, o indivíduo estaria disposto para ‘esquecer’ as mudanças relativas ao bem em questão (Hanley & Barbier, 2009; Maia *et al*, 2003).

O método foi inicialmente utilizado em 1963 em um estudo sobre caçadores nos EUA e desde então tem sido utilizado largamente em estudos de valoração, sendo o método mais popular e talvez o mais controverso. O autor cita a aplicação polemica em dois casos. O primeiro, na Austrália, aplicou-se o MVC no manejo ambiental do Parque Nacional Kakadu. O segundo, mais polêmico, foi a estimativa dos danos causados pelo derramamento de petróleo Exxon Valdez, no Alaska em 1989, em um processo de U\$ 2.8 bilhões.

Os estágios de desenvolvimento do método são divididos basicamente em algumas etapas. Para criar um mercado hipotético pelo bem ambiental, deve-se levar em consideração que tipo de mudança na qualidade ou disponibilidade do bem está em jogo (e sob qual período). É fundamental descobrir quem são os agentes envolvidos nas externalidades, principalmente: quem irá pagar por esta mudança e por quê? Posteriormente, delimita-se como serão feitos os pagamentos e cria-se um cenário business as usual (ou ‘status quo’), objetivando demonstrar o que aconteceria se nenhuma medida fosse tomada pelas autoridades competentes.

Os entusiastas deste método consideram que a parte vital deste método é a criação de um bom questionário, que consiga utilizar grupos focais da população relevante. As questões devem testar o conhecimento do entrevistado sobre o determinado bem, e questionar sua disposição a pagar e a receber pelo mesmo. Além disso, sugere-se o desenvolvimento de questões ligadas a situação socioeconômica, bem como questões relacionadas a atitudes ambientais. A

forma de se perguntar pelos valores aos indivíduos pode mudar completamente os resultados da pesquisa, havendo diversos meios de perguntar sobre sua DAP/DAR, sendo os mais comuns.

- a. Através de diversos cartões com uma série de valores. O indivíduo é estimulado a escolher o cartão com o valor que ele considera mais próximo de sua Disposição a pagar.
- b. Como uma questão aberta, sendo feita a pergunta diretamente e sem nenhuma sugestão de valores ou parâmetros de comparação.
- c. Escolha dicotômica simples. O entrevistado deve responder, ao ser apresentado à um valor, se ele aceita ou não tal valor.
- d. Escolha dicotômica dupla. Mesmo funcionamento da anterior, mas se o entrevistado responder não a questão, é apresentado um valor menor e perguntado sobre sua concordância. Do mesmo modo, se o entrevistado responder que “sim”, é questionado se ele estaria disposto a pagar um valor maior.

Posteriormente, são efetuados testes estatísticos para saber o quanto da variação da DAP pode ser estatisticamente explicada e ver quais são as variáveis relacionadas a DAP de maneira intuitiva e consistente. Isso significa, no caso da poluição atmosférica, por exemplo, que a disposição a pagar esteja relacionada à renda dos indivíduos. Bem como se espera que pais de crianças pequenas, idosos e pessoas com problemas respiratórios, tendam a ter uma disposição maior ao pagamento. Por último, usualmente executa-se testes de validade, tais como testes de escopo, validade convergente, fatores de calibração, entre outros⁹ (Hanley & Barbier, 2009).

⁹ O teste de escopo busca saber se a DAP muda de acordo com a quantidade do bem ofertada. A validade convergente é um teste que compara os resultados da avaliação contingente com outras técnicas, como custo de viagem. Já os fatores de calibração compara os resultados da pesquisa com outros métodos de aferição mais reais, tais como métodos da economia experimental (Hanley & Barbier, 2009).

Em suma, vimos que há uma enorme variedade de métodos de valoração econômica. Na Tabela 4, temos ilustrado alguns métodos de valoração econômica, o tipo de valor que ele estima, bem como a sua aplicação mais comum.

Tabela 4: Aplicações dos métodos mais comuns de valoração econômica ambiental aos serviços ecossistêmicos

Método de valoração	Tipo de valor estimado	Tipo de aplicação mais comum	Serviços ecossistêmicos valorados
Custo de viagem	Uso direto	Recreação	Manutenção de espécies benéficas, ecossistemas produtivos e biodiversidade
Custo evitado	Uso direto	Impactos ambientais na saúde humana	Controle da poluição e descontaminação
Preços hedônicos	Uso direto e indireto	Impactos ambientais em propriedades residências e mortalidade humana	Proteção contra chuvas e enchentes; manutenção da qualidade do ar
Função produção	Uso indireto	Pesca comercial e recreativa; sistemas agrícolas; controle de espécies invasivas; proteção hidrográfica; custos evitados;	Manutenção de espécies benéficas; manutenção de terras produtivas e produtividade agrícola; prevenção de erosão; recarga hídrica; drenagem e irrigação natural; mitigação de enchentes e proteção contra chuva;
Custo de reposição	Uso indireto	Custos evitados de danos; oferta de água potável	Drenagem e irrigação natural; proteção contra chuva e mitigação de enchentes
Preferência declarada	Uso e não-uso	Recreação: impactos ambientais na riqueza humana e propriedades residenciais; custos evitados; valor de existência de preservar ecossistemas.	Todos acima

Fonte: Adaptado de Hanley & Barbier (2009).

As críticas aos métodos de valoração econômica são inúmeras. Para Heal (2000), se nossa preocupação é conservar os serviços ecossistêmicos, então a valoração é altamente irrelevante. Isto porque considera que o pré-requisito para a conservação reside nos incentivos: para conservar nós precisamos incentivar seus proprietários a conservá-los, tornando a conservação mais atraente que outros usos. Sendo assim, destaca que é neste ponto que reside a

importância de traduzir a importância social dos serviços ecossistêmicos em renda e garantir que essa renda seja direcionada como recompensa pela conservação. Prover os incentivos diretos não é a mesma coisa que valorar os ecossistemas, não sendo duas etapas correlatas. Os incentivos vêm antes da valoração (como será explicado posteriormente, sendo demonstrado na Figura 13). Por isso, considera que "(the) incentives are critical for conservation; valuation is not necessary for establishing the correct incentives" (Heal, 2000: 29).

Heal (2000) tem uma visão um tanto quanto cética em relação ao papel que a valoração econômica possa ter para a conservação. Refuta a ideia de que a valoração é uma ferramenta que possa aumentar a importância que as pessoas dão aos ecossistemas: "economics cannot estimate the importance of natural environments to society: only biology can do that" (Heal, 2000:29). Por isso, para o autor o papel da economia é ajudar a desenhar instituições que darão os incentivos corretos para a conservação.

Tomada de decisão em um contexto de incerteza: valoração e Análise Custo Benefício como melhor caminho?

Os processos de valoração servem a um propósito específico: ajudar a tomada de decisão. Isto porque o processo de tomada de decisão, considerando o investimento em relação a uma determinada política desejada, deverá em algum momento chegar à necessidade de avaliar os custos e benefícios de tomar a decisão. As decisões tomadas pela sociedade envolvendo a alocação de recursos ambientais necessariamente irá envolver sua valoração. Apesar das críticas ligadas ao uso excessivo das análises custo-benefício e seu caráter *top-down*, rejeitá-las por completo ignora a dinâmica dos *policymakers* e a realidade dos processos decisórios (Young, 2001)

A Análise custo benefício (ACB) é uma técnica desenvolvida para mensurar se os benefícios de uma ação particular são maiores que os custos, levando em conta a visão da sociedade como um todo. A soma de todos os benefícios do projeto ou política devem ser calculados e comparados com seus custos. Caso os benefícios sejam maiores que os custos, o projeto ou política deve ser executado. Por outro lado, caso os custos forem maiores que os benefícios, a sociedade é que será prejudicada como um todo, não devendo dar seguimento a ação. Segundo Hanley & Barbier (2007), a técnica envolve basicamente seis estágios de análise:

- 1) Definição do projeto/política: é a definição exata do que está sendo avaliado, que tipo de bem-estar é considerado e sob qual período.
- 2) Identificação dos impactos físicos do projeto/política: considera as implicações para alocação de recursos, os representando em magnitude física. Aqui entra as avaliações de impacto ambiental.
- 3) Valorar os impactos: todos os efeitos relevantes dentro da ACB devem ser expressos em termos monetários
- 4) Desconto dos fluxos de benefícios e custos: converter todos os fluxos de custos e benefícios em valores presentes, devido ao valor do dinheiro no tempo.
- 5) Aplicação do teste do “valor presente líquido”: busca saber se a soma dos ganhos descontados excede a soma das perdas descontadas. Há duas alternativas para esse critério. A primeira é a Taxa Interna de retorno (TIR), aplicada largamente no cálculo de investimentos financeiros, e a *Benefit-Cost Ratio*, que é nada mais que a razão descontada entre os benefícios e os custos.
- 6) Análise de sensibilidade: serve para tentar incorporar certa dose de incerteza a análise, fazendo previsões sobre o futuro relativos aos fluxos físicos e monetários (Custos de capital, energia, etc). Isso significa recalcular VPL dado mudanças exógenas em certos parâmetros chave.

A maior parte das críticas à ACB está no seu uso restrito dos critérios de decisão baseados no Valor Presente Líquido. O que surge destes questionamentos pode ser resumido no foco principal na eficiência e otimização. O objetivo da eficiência não é necessariamente

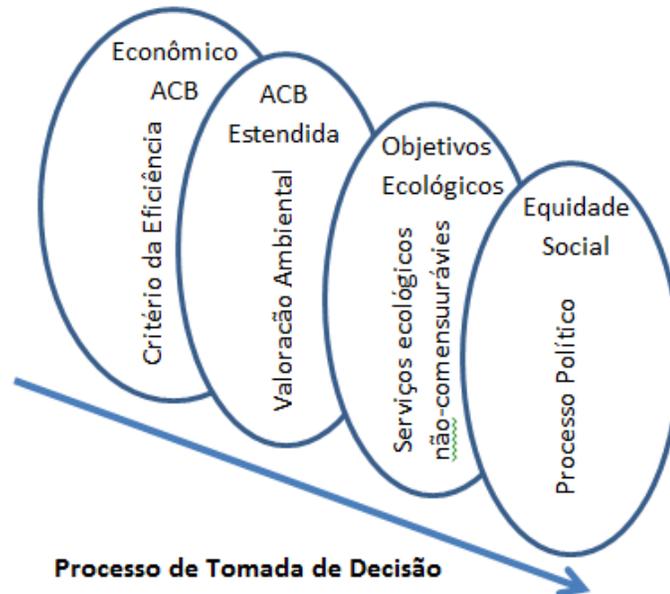
compatível com os objetivos da sustentabilidade, tais como resiliência ecossistêmica e irreversibilidade de algumas ações.

Como se daria o uso da ACB quando inserido uma boa dose de incerteza? É o que tenta explorar Young (2001). Na presença de incerteza “*its ability to deal with the problems of non-declining natural capital and irreversibility will be limited*” (Young, 2001:35). Sendo assim, a utilização da ACB como único critério de decisão é problemático, visto que as características das políticas ambientais, tais como a alta incerteza dos efeitos ambientais e a falta de informações sobre as mudanças relacionadas às políticas, torna até mesmo o uso deste instrumental inclusive sem sentido. No entanto, como descrito anteriormente, rejeitar o uso desta análise de forma restrita não é o melhor jeito de enfrentar suas limitações. Para isso, o autor sugere que:

“a wider interpretation of CBA can be given in which the focus is not so much on its use as an absolute decision criterion, but as a way of organizing and consolidating all the available data on a project” (Young, 2001:35).

Um processo decisório deve contar com um *framework* robusto que seja capaz de clarificar quando o uso da valoração econômica em termos monetários é suficiente, ou situações mais complexas, onde tais valores não são suficientes exigindo a avaliação de valores não monetários, tais como valores sociais e humanos (Figura 8).

Figura 8 – Estágios do processo de tomada de decisão.



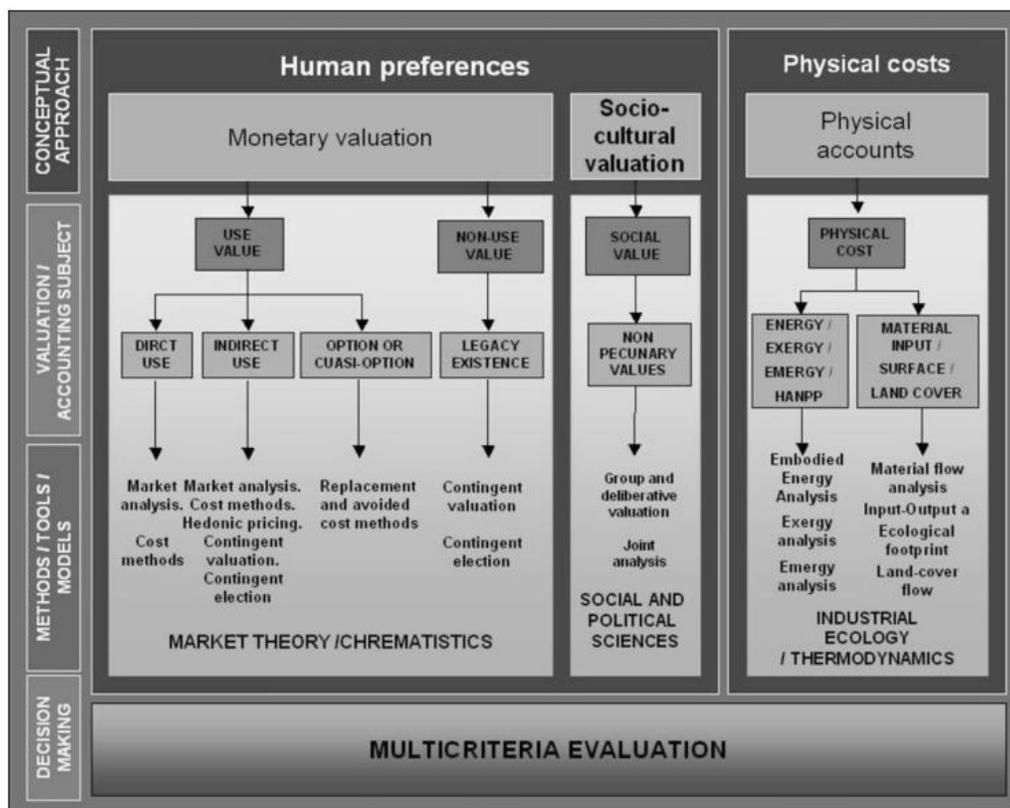
Fonte: Adaptado de Young (2001)

2.4. Análise Multicritério

De acordo como Roy (2005) o uso de abordagens que utilizem apenas um critério pode levar a negligência de certos aspectos da realidade. Além disso, ao facilitar a comparabilidade e equivalência, reforça a ideia fictícia de substitubilidade. A escolha de uma dimensão, como a valoração puramente em termos monetários, pode apresentar apenas um sistema de valor como objetivo. No outro oposto desta questão, temos as abordagens multicritério, que advogam pela busca de uma solução harmônica ao invés de soluções “ótimas” (Shmelev & Rodrigues, 2009). As abordagens multicritérios, segundo Shmelev & Rodrigues (2009), podem ajudar a evitar tais equívocos ao delimitar vários pontos de vista para estruturar o processo de decisão relativo aos atores envolvidos. Além disso, podem construir uma família de

critérios que preserve, sem nenhuma conversão fictícia, o objetivo original de cada valoração correspondente. Devido a incomensurabilidade de valores, diversos autores sugerem o uso da análise multicritério como possível atalho para criar comparações entre distintos tipos de valores (Martinez-Alier, 2007; Gómez-Baggethun & De Groot, 2010; Shmlev & Rodrigues, 2009).

Figura 9 – Diferentes métodos de valoração do capital natural como insumos para análise multicritério



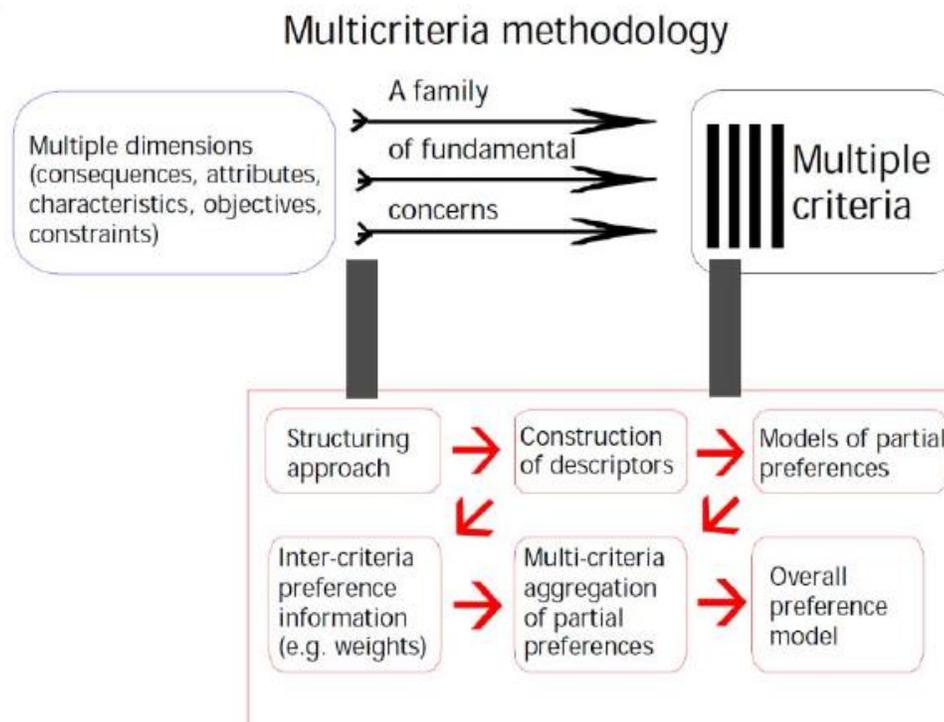
Fonte: Gómez-Baggethun & De Groot (2010)

Um problema multicritério, segundo Munda (1995), é descrito como um problema de valoração de um conjunto finito de alternativas que podem ser expressos de forma quantitativa ou qualitativa. Segundo Vatn (2005), um processo de avaliação multicritério, apesar dos distintos métodos, irá seguir os passos a seguir:

1. Definir e estruturar o problema
2. Definir as alternativas (as soluções possíveis)
3. Definir o conjunto de critérios de avaliação
4. Caracterizar as alternativas (avaliar os *scores*)
5. Identificar as preferências (pesos) dos diferentes grupos envolvidos
6. Comparar as alternativas, se relevante, escolher procedimentos de agregação.
7. Avaliar o resultado, incluindo análise de sensibilidade.

Para Bana & Costa (2011), são três as características que dão vantagem ao uso da análise multicritério: i) permite a agregação em um mesmo modelo de todos os tipos de preocupações, não sendo necessário utilizar da monetização dos mesmos; ii) é um método flexível e compreensivo, possibilitando uma fácil integração com a ACB; iii) fomenta um *mix* de pontos de vista distintos, durante a fase de estruturação, avaliando e atribuindo peso aos custos, benefícios e riscos. No entanto, elenca também duas eventuais desvantagens: i) facilmente suscetível à uma aplicação mal feita; ii) muitos métodos não parecem ter uma base teórica robusta (Bana & Costa, 2011). Na Figura 10, temos representado graficamente as etapas metodológicas da análise multicritério.

Figura 10- Esquema gráfico representativo da metodologia multicritério



Fonte: Bana & Costa (2011)

5. Valor em uma perspectiva institucional-ecológica

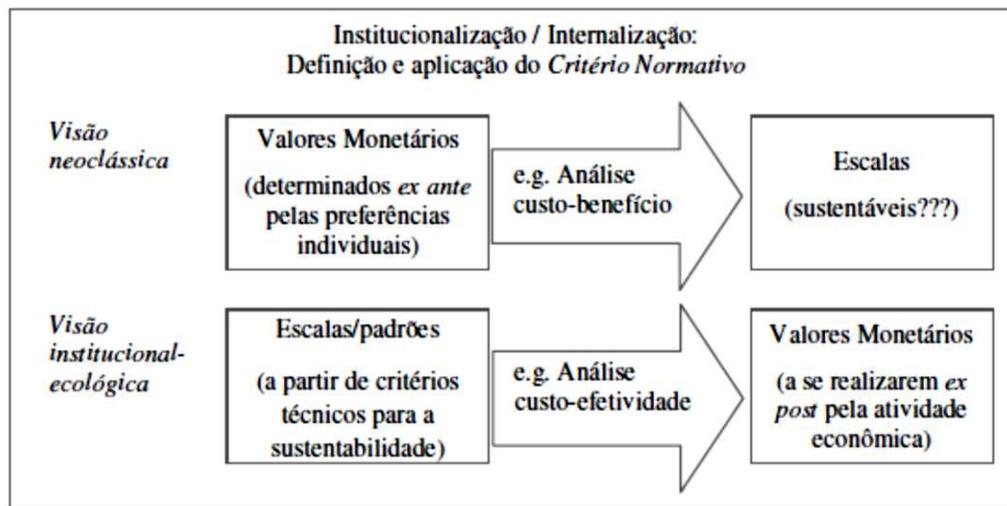
Diferentemente da economia neoclássica, que considera o *homo economicus* dentro do mercado como figura central de análise, as teorias institucionalistas tomam o espaço institucional, ao invés do indivíduo, como centro analítico. Sendo assim, as ações são resultados da “institucionalização de opções e dinâmicas sociais” (Amazonas, 2009: 188).

Há diversos desdobramentos conceituais, mas todos sob uma base teórica comum, destacando a rejeição das preferências individuais como determinante dos valores e da eficiência econômica. Ao considerar o sistema econômico como um espaço institucional, presume-se que os

indivíduos são produto do ambiente histórico-sociocultural que estão inseridos. Sendo assim, o mercado não pode ser basicamente um sistema de preços,

Apesar das abordagens institucionalista e da economia ecológica olharem por ângulos distintos, Amazonas (2009) as considera complementares. Enquanto a primeira vê os arranjos sociais e institucionais como ponto de partida dos valores econômicos, a economia ecológica parte de uma base biofísica-ecológica. Com isso tem-se que os valores ambientais monetários são utilizados em uma etapa seguinte de um processo de definição de alguns critérios, como sustentabilidade (com critérios quantitativos advindos biofísica-ecologia). Esses critérios são suficientes para definir *ex-ante* a escala sustentável do uso dos recursos naturais. Tal visão diferencia-se completamente do *mainstream*, que parte do valores monetários a priori, buscando com eles a otimização de escalas ótimas, onde nem sempre poderão ser sustentáveis (Figura 11).

Figura 11: Valores ambientais *ex-ante* e *ex-post* nas visões neoclássica e institucional-ecológica



Fonte: Amazonas (2009)

Com isso, temos que a internalização nesta perspectiva institucional-ecológica não é prioritariamente de base monetária, mas sim de normas e regulações visando metas ambientais e critérios de sustentabilidade. No entanto, o autor reconhece que há certo espaço da valoração

neoclássica no marco institucional-ecológico. Partindo da premissa que os valores monetários não devem ser pensados de forma *ex-ante* e de que alguns bens ambientais, por serem bens públicos, não possuem mercados específicos, os valores monetários devem ser considerados como expectativas dos valores formados depois da internalização das normas ambientais.

Além disso, a valoração neoclássica pode ser perfeitamente aplicada em situações focais, que demandem a necessidade de captar as preferências. A transferência de valores através da criação de mercados hipotéticos ou mercados relacionados. A única ressalva é que os valores dos métodos de valoração tais como os métodos indiretos, devem ser interpretados “não como os “verdadeiros” valores ambientais, e sim como valores econômicos associados a diferentes opções institucionais” (Amazonas, 2009).

Fundada nos princípios do individualismo metodológico, utilitarismo e equilíbrio, a utilidade é a representação não econômica que resume a perspectiva do indivíduo, e é perfeitamente possível expressar tal ordenamento das preferências destes indivíduos de forma monetária. Essa abordagem utilitarista reduz o bem estar a uma escala de valor econômico, implicando em grandes limitações para lidar com valores sociais. Sendo assim, a visão da racionalidade econômica neoclássica é incompatível com a problemática ambiental e a sustentabilidade, dado que as preferências dos indivíduos não são capazes de demonstrar a “natureza sistêmica complexa, incerta e de dinâmica evolutiva”. Isso se deve basicamente por três motivos, segundo Amazonas (2009):

- 1) Limitação cognitiva dos indivíduos;
- 2) Dentro da racionalidade limitada há a impossibilidade de expressar em termos monetários os elementos constituintes dos problemas ambientais;
- 3) Equidade com as gerações futuras: as preferências dos indivíduos podem não ser altruístas em relação a geração futura.

Sendo assim, ao trazer para a esfera econômica a problemática ambiental temos uma dicotomia entre valores de mercado *versus* valores de não-mercado.

* * *

Notas conclusivas

Neste capítulo apresentamos o conceito de capital natural e seus constituintes. Com a ascensão da identificação das funções e serviços ecossistêmicos, viu-se um movimento de inclusão desta tipologia na agenda da política ambiental. Papel controverso neste debate tem sido o uso da valoração econômica ambiental como instrumento valorização das preocupações ambientais. Apesar de uma técnica bastante utilizada, a monetização dos serviços ecossistêmicos enfrenta grande resistência e críticas e seu uso deve ser assumido como suporte na tomada de decisão de forma cautelosa.

Este processo tem utilizado largamente do ferramental da Análise Custo Benefício, o qual brevemente apresentamos algumas ressalvas. Como forma de contornar as limitações do uso de instrumentais baseados apenas em um critério, apresentou-se o ferramental da análise multicritério que, ao combinar distintos critérios e variáveis, consegue lidar melhor com a incomensurabilidade de valores.

3. Política Ambiental e a ascensão dos instrumentos econômicos

"Allow the market mechanism to be sole director of the fate of human beings and their natural environment, indeed, even of the amount and use of purchasing power, would result in the demolition of society" Polanyi (1944 :73).

A política ambiental pode ser definida como o conjunto de metas, instrumentos e políticas que pretendem reduzir os impactos ambientais da ação humana sobre o meio ambiente (LUSTOSA *et al*, 2010) Os instrumentos de política ambiental por sua vez são os meios adotados pelo poder público para estabelecer, ou promover mudanças, no comportamento dos agentes em prol de determinados objetivos (Santos *et al*, 2006). Uma tipologia amplamente utilizada para estes, segundo Santos, é agrupá-los em três grupos: comando e controle e instrumentos regulatórios; instrumentos e incentivos econômicos ou Market-based e políticas descentralizadas.

Instrumentos regulatórios são medidas institucionais que buscam influenciar a ação dos agentes através da regulação direta e impositiva. Há a definição de determinados padrões, seja em processos produtivos, limites de poluição, restrições de atividades e de práticas agrícolas em determinadas áreas ou períodos. Com esta definição, há a escolha das sanções administrativas ou até mesmo infrações legais.

Os instrumentos econômicos levam este sufixo pela capacidade de afetar os custos e benefícios de determinadas ações dos agentes econômicos. O agente possui amplo raio de ação, podendo escolher em seu processo decisório que tipo de comportamento irá tomar. A lógica econômica de análise pode ser refletida nas Análises de Custo Benefício, onde os agentes respondem aos incentivos de acordo com sua sensibilidade em relação aos sinais do preço, ao invés de diretivas explícitas.

Para Lustosa *et al* (2010) podemos separar a evolução desta em três fases, variando de acordo com cada país. A primeira fase, compreendida entre o fim do século XIX e a Segunda

Guerra Mundial, é caracterizado pela intervenção estatal em tribunais. Nestas disputas, as vítimas das externalidades negativas processavam os agentes poluidores. Não é necessário muita reflexão para entender os altos custos da solução de problemas desta magnitude de forma pontual (caso a caso), além do tempo excessivamente longo dos processos judiciais. Com isso há um amadurecimento progressivo para uma segunda fase, amplamente conhecida como política de comando-e-controle. Tal fase é caracterizada por duas características principais: a imposição de padrões de emissão e a determinação da melhor tecnologia disponível para abatimento da poluição e cumprimento do padrão. A terceira fase, a qual os autores denominam “mista”, há o fim da intervenção estatal estrita e a passagem destes para a categoria de instrumentos, bem como a adoção de instrumentos econômicos como alternativa e possibilidades do cumprimento das metas estabelecidas (Lustosa *et al*, 2010).

Santos *et al* (2006) sustenta que cada tipo de instrumento possui características e aplicações distintas. Para cada objetivo independente de política o ideal é que se tenha um instrumento independente. Sendo assim, as políticas ambientais deveriam adotar abordagens variadas, uma vez que trabalham com múltiplos objetivos concomitantes. O termo *policy mix* surgiu inicialmente com o debate na literatura econômica dos anos 1960, na relação entre o uso de políticas monetárias e fiscais concomitantemente. No entanto, nos anos 1980 temos a apropriação e desenvolvimento do conceito na área de política ambiental e mais recentemente no campo das políticas climáticas e de qualidade do ar (Ring & Schlaack, 2011). Sendo assim, aplicando ao caso da política ambiental brasileiro podemos entender como a mistura dos diferentes instrumentos, sejam eles regulatórios, econômicos e de informação. Podemos considerar então como sendo a fuga da dicotomia estado-mercado, reconhecendo a importância de cada um dos instrumentos dentro de cada contexto e arranjo institucional. Na tabela 5, destacamos alguns instrumentos de política ambiental e que tipo de incentivos, atores e condições eles operam.

Tabela 5 – Principais instrumentos econômicos e suas aplicações.

Instrumento	Incentivo	Ator incentivador	Ator incentivado	Condição
Instrumentos regulatórios				
Regulação direta e planejamento espacial	Coerção	Governo	Usuário público e privado	Comportamento que são geralmente negativos ao meio ambiente
Instrumentos Econômicos				
Offsets de Biodiversidade	Evitar multa	Governo	Usuário privado	Projetos que envolvam impacto ambiental negativo
Taxação ambiental	Taxa	Governo	Usuário privado	Comportamento que são geralmente negativos ao meio ambiente
Incentivo fiscal	Taxa evitada	Governo	Usuário privado	Comportamento que são geralmente negativos ao meio ambiente
ICSM-Ecológico	Pagamento	Governo	Governo afetado negativamente pela regulação	Cumprimento de regulação com aspecto positivo para o meio ambiente
Subsídios ambientais	Pagamento	Governo	Usuário privado	Comportamento que são geralmente negativos ao meio ambiente
PSA financiado pelo governo	Pagamento, contrato	Governo	Usuário privado	Cumprimento dos termos contratados
PSA 'puro'	Pagamento, contrato	Usuário rival do recurso	Usuário privado	Cumprimento dos termos contratados
Instrumentos voluntários e informativos				
Instrumentos voluntários	Prevenção de regulação coercitiva	Governo (indiretamente)	Usuário privado	Cumprimento de acordos voluntários
Certificação	Evitar perda de acesso a mercado ou ganhar reputação do consumidor	Governo, empresas, consumidores e ONGs	Usuário privado	Cumprimento de códigos de conduta

Fonte: Ring & Schaalk (2011)

3.1. Política ambiental brasileira

Esta seção objetiva prover uma visão geral e sintética da evolução da política ambiental brasileira, focando principalmente em duas frentes mais importantes para o

desenvolvimento deste estudo: as políticas relativas ao uso do solo e florestas e a gestão dos recursos hídricos.

Comparado a outras políticas setoriais brasileiras, a instauração de uma Política Ambiental ocorreu de forma tardia. O primeiro passo nesta direção foi dado em 1934 quando foram promulgados o Código Florestal e o Código das Águas. O primeiro estabelecia, entre outras definições, a noção de florestas protetoras e um esboço de “reserva florestal”, mas com o objetivo claro de assegurar o suprimento de carvão e madeira para as indústrias nascentes. Além disso, autorizava a substituição de floresta nativa por florestas plantadas como forma mais eficiente de garantir tal oferta. Já o Código de Águas estabelecia padrões no uso dos recursos hídricos, com o objetivo de garantir o desenvolvimento de usinas hidroelétricas.

Em 1965, o “novo” Código Florestal foi a materialização de uma preocupação ambiental, especialmente com relação aos recursos florestais, criando uma tipologia de áreas protegidas. Cabe destacar a criação das Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL), transferindo a responsabilidade da proteção aos proprietários da terra. Em 1986, a Lei no. 7511 modificou o conceito de RL, não permitindo mais a derrubada de florestas nativas, mas permitia restaurar as áreas desmatadas com espécies exóticas. Esta lei ainda alterou os limites da APP e em 1989 há a necessidade de averbar as áreas de RL em cartório. Por fim, em 1996 há o aumento das áreas de RL na Amazônia para 80%, ficando o Cerrado com 50% e o resto dos biomas com 20% de obrigação.

Seguindo recomendação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), foi criada a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), o que pode ser considerada como o primeiro passo rumo ao tratamento da questão ambiental de forma independente. Um dos principais objetivos era o de controle da poluição e a criação de Unidades de Conservação (UC). Sua estrutura era claramente baseada na agência ambiental estadunidense (EPA), caracterizada por uma grande descentralização e no uso intensivo de instrumentos de comando-e-controle, os quais demandam elevados recursos humanos e técnicos.

Concomitantemente ao estabelecimento da SEMA, ocorreu a criação de diversas agências de controle estaduais.

No entanto, apenas com a promulgação da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), e a criação do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da lei 6.938, em 1981, que a questão ambiental foi introduzida institucionalmente dentro dos programas de governo e políticas. O CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do SISNAMA, composto por funcionários do governo e da sociedade civil, tendo como papel discutir e propor as diretrizes das políticas ambientais.

Esta lei estabeleceu os objetivos, princípios e tarefas da política ambiental, além da criação de instituições e instrumentos de gestão. Dentro das ferramentas podem ser destacados a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), a análise e licenciamento de atividades poluidoras, o estabelecimento de normas de qualidade ambiental, o zoneamento ambiental, o estabelecimento de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental (APA), o Sistema Nacional de Informação Ambiental, além de sanções disciplinares.

Depois de um longo período de ditadura militar o Brasil aprovou sua Constituição, em 1988, o qual definiu o ambiente como um bem público e a obrigação do governo e da população para a sua preservação. Em 1989 foi criado o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) assumiu a tarefa de controlar e supervisionar as atividades relacionadas à degradação do meio ambiente, sejam elas potenciais ou efetivas. Em 1997 foi criado o Nacional de Recursos Hídricos e o Instituto Nacional de Recursos Hídricos, em complemento das políticas nacionais.

Nos anos 1980, se constatou que as UCS eram insuficientes em quantidade para proteger a biodiversidade, levando à proposição do PL 2892, em 1992, objetivando a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), aprovada posteriormente em 2000 (Lei no 9.985). O SNUC tem como principais objetivos: contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e águas territoriais; proteger espécies ameaçadas de extinção; preservar e restaurar os ecossistemas naturais; promover recursos

naturais com base no conceito de desenvolvimento sustentável; incentivar pesquisa científica e monitoramento ambiental; proteger os recursos naturais essenciais para as comunidades tradicionais.

Desde a promulgação do SNUC, o governo deve consultar a sociedade e a população local sobre a gestão de áreas protegidas. Houve ainda uma divisão entre áreas de proteção total e de uso sustentável, onde há vários tipos e de classe. Também regulamenta a exigência de compensação ambiental em licenças ambientais obrigatórias com significativo impacto ambiental, onde os recursos são destinados para a manutenção ou criação de áreas protegidas.

O Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais (PPG-7) no Brasil começou por uma iniciativa da comunidade internacional, que visa o desenvolvimento de estratégias inovadoras para a proteção e uso sustentável da Floresta Amazônica e Mata Atlântica. O programa foi financiado por doações de países do antigo Grupo dos Sete (G7), a União Europeia e dos Países Baixos, complementadas pelo governo brasileiro, governos estaduais e organizações da sociedade civil. O Ministério do Meio Ambiente (MMA) foi responsável pela coordenação geral. O Programa Piloto foi proposto na reunião do Grupo dos Sete países industrializados (G-7) em os EUA em 1990, sendo aprovado em Dezembro de 1991. Em 1992, durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a Rio-92, o programa foi lançado oficialmente no Brasil. Apesar da crítica que PPG-7 foi um movimento de aprofundamento do controle internacional sobre a Amazônia, o programa contribuiu para o fortalecimento institucional e a descentralização da gestão ambiental nos estados amazônicos. Além disso, ajudou na criação de novas áreas protegidas, na demarcação de 29 milhões de hectares de terras indígenas, e na criação de 2,1 milhões de hectares de reservas extrativistas de produção sustentável (Antoni, 2010). Na Tabela 6, apresentamos uma síntese da política ambiental brasileira, segundo Scardua (2003).

Tabela 6 Síntese da evolução da política ambiental brasileira

Período	Evento
Década de 30 a 60	Início das ações governamentais no campo das políticas ambientais. Surgem as primeiras legislações e agencias setoriais para a administração dos recursos naturais
Década de 70	O Brasil participa da Conferência de Estocolmo em 1972, apresenta uma postura antiambientalista Em 1973 cria-se a primeira agencia ambiental federal, a SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente, como resultado da própria Conferencia Surgem os primeiros órgãos estaduais de meio ambiente (OEMA) O II Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND) fixa diretrizes ambientais
Década de 80	Publica-se a lei da Política Nacional de Meio Ambiente, em 1981, criando o SISNAMA, integrado pelo também criado CONAMA. A institucionalização ambiental se fortalece gradualmente nos estados e municípios com a criação de órgãos e/ou secretarias e conselhos municipais de defesa do meio ambiente – CONDEMAS. O movimento ambiental forma a “Frente Verde” que trabalha pela inclusão do “Capítulo do Meio Ambiente” na nova Constituição. O Capítulo traz avanços significativos necessitando, porém, de legislação específica e do fortalecimento da ação dos estados para que venha a ser cumprido. Em 1989, criação do IBAMA, resultado da fusão de quatro órgãos federais que tratavam a questão ambiental de forma fragmentada: SEMA, IBDF, SUDEPE e SUDHEVEA. Formulado o Programa “Nossa Natureza”, em 1989. Criado o Fundo Nacional de Meio Ambiente – FNMA, em 1989.
Década de 90	Criada a Secretaria de Meio Ambiente da Presidência da República – SEMAM/PR, em 1990, que tem por finalidade controlar, planejar, coordenar e supervisionar as ações relativas à PNMA. O Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA, inicia sua atuação em 1991, tendo como foco o fortalecimento institucional dos órgãos federais e estaduais de meio ambiente. Realiza-se a CNUMAD no Rio de Janeiro, em

	<p>1992. Criado o MMA, em 1992. Publica-se a Lei nº 9.433, em 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Publica-se a Lei nº 9.605, em 1998, que define a Lei de Crimes Ambientais Publica-se a Lei nº 9.985, de 2000, que cria o Sistema Nacional de Unidades de Conservação</p>
--	---

Fonte: SCARDUA (2003)

3.2. Código Florestal

A política ambiental brasileira é tradicionalmente executada por instrumentos de comando-e-controle. As decisões relativas ao uso do solo e suas alterações são moldadas por uma série de regras e leis, sendo o Código Florestal a mais importante delas. O primeiro desenho deste código foi promulgado em 1934 (Decreto 23.793), estabelecendo o conceito de ‘florestas protetoras’ e a exigência de uma reserva florestal dentro dos limites dos estabelecimentos rurais. No entanto, a existência destas reservas não foram pensada em termos de proteção, mas como forma de assegurar a oferta de lenha para a indústria nascente. Tal fato é confirmado pela possibilidade de substituição de certas florestas nativas por plantações de espécies homogêneas.

O “novo” Código Florestal foi promulgado em 1965 (Lei 4771) definindo, entre outros aspectos, as limitações dos proprietários de terra relativos ao uso da terra, além do manejo florestal e outros tipos de vegetação. Contou também com a criação de importantes instrumentos, destacando-se dois: a Reserva Legal (RL) e a Área de Preservação Permanente (APP). A Reserva Legal é uma área localizada dentro da propriedade “necessária para a conservação e reabilitação de processos ecológicos e conservação da biodiversidade” (Brasil, 1965). Já a APP foi definida como uma área protegida, ou não, coberta pela vegetação nativa, como “a função ambiental de preservar os recursos hídricos, paisagem, estabilidade geológica, biodiversidade, fluxo genético da fauna e flora, proteção do solo e assegurar o bem-estar da população humana” (Brasil, 1965).

Tais áreas são prioritárias para a boa manutenção dos recursos hídricos e sua capacidade de recarga, sendo áreas de contorno dos rios (ripárias), lagos, reservatórios de água e topo de morro.

O percentual de Reserva Legal que o proprietário da terra deve manter sofreu diversas alterações desde sua promulgação. Inicialmente as áreas inseridas dentro do bioma amazônico e do cerrado eram obrigados a manter 50% de floresta nativa. Tal percentual no resto do país, como na Mata Atlântica, era de apenas 20%. Em 1986, através da Lei 7511, foram modificados os conceitos de Reserva Legal e os limites de APP. Apesar de não ser permitido o desmatamento de florestas nativas, este adendo permitiu a recuperação das áreas com algumas espécies exóticas. Além disso, o percentual de APP acompanha a largura do rio. Rios com mais de 200 metros, por exemplo, eram obrigados a possuir uma APP equivalente a largura do mesmo. Em 1989, a obrigação da Reserva Legal foi estendida para outras regiões e criou-se a obrigação da averbação oficial. Já em 1996, a exigência para Reserva Legal nas propriedades dentro do bioma amazônico subiram para 80% da área total.

Apesar destas exigências legais, que tornaram o código florestal brasileiro como um dos mais exigentes do mundo, não havia o estabelecimento de punições severas para os infratores. Foi somente com a promulgação da Lei de Crimes Ambientais (9.605/98), em 1998, que a legislação ambiental pode ser consolidada, estabelecendo penalidades, deveres e responsabilidades.

A falha deste instrumento regulatório fica evidente quando analisamos os dados relativos ao percentual de APP e Reserva Legal no país. Segundo Sparovek *et al* (2011), uma análise feita subestimando diversos fatores demonstra que o montante necessário para o cumprimento total desta legislação, relativo a APP, era equivalente a 100.000 hectares, havendo um déficit à época de 43.000 hectares. Em relação às exigências da Reserva Legal, são necessários 235.000 hectares para cumprir a lei, sendo que o déficit atual é de 42.000 hectares. Portanto, seriam necessários a conversão de 85.000 hectares de terras em outros usos para florestas, o que levanta sérios questionamentos quanto a capacidade técnica, financeira e principalmente política para fazer cumprir a lei.

Em 2012, após intensas discussões políticas, uma nova versão do Código Florestal foi aprovada pelas casas legislativas, apesar dos protestos populares, da academia e de ambientalistas. Apesar de manter a porcentagem exigida em cada bioma, o novo texto libera as propriedades de até X módulos fiscais desta regra. Além disso, assegurava a anistia ao desmatamento feito até o momento (cerca de 220.000 km²). No entanto, a presidente da República, Dilma Rousseff, vetou alguns pontos mantendo a necessidade de reflorestamento das áreas degradadas, mas criando algumas exceções para pequenas propriedades. Em relação às áreas ripárias, os requisitos iam de 30 a 500 metros, foram reduzidos para no mínimo 5 e no máximo 100 metros, dependendo do tamanho da propriedade. A proteção das áreas de topo de morro foram removidas e incluído a possibilidade de plantio de espécies exóticas em pequenas quantidades.

A revisão do Código Florestal, a instituição formal mais importante para as decisões ambientais, foi uma clara demonstração do poder dominante de grupos ligado ao agronegócio na arena política. Apesar de sucessivas tentativas de cientistas, movimentos sociais e ONGS, os políticos seguiram a lógica de sustentar e legitimar o poder do agronegócio ao invés de buscar um texto razoável do ponto de vista social, econômico e ambiental. Vatn (2005) argumenta que a definição do que é eficiente não é baseado em informações técnicas, mas sim “*a question about interest and values we want to protect by using the power of the state*” (Vatn, 2005:184).

Do ponto de vista econômico-ecológico, a definição dos percentuais de preservação dos biomas brasileiros contido no código florestal é um exemplo claro de definição de uma escala. A definição deste percentual deveria ser obtido através de todas as informações possíveis para a definição da escala de uso sustentável dos recursos ambientais. No entanto, mais uma vez fica patente que os aspectos ambientais de longo prazo são ignorados em favor de uma lógica econômica de curto prazo, com consequências possivelmente irreversíveis.

3.3. Política Nacional dos Recursos Hídricos

Como primeiro passo rumo a uma política de recursos hídricos nacional, temos a promulgação do Código de águas 1934. Neste, há o estabelecimento dos corpos d’água como

bens públicos, sendo de domínio dos entes federativos, estados e municípios, além de assegurar o uso de forma gratuita dos recursos hídricos (Brasil, 1934). Com a promulgação da Constituição Federal de 1988, elevou a categoria do meio ambiente a um bem comum do povo, sendo essencial a vida, impondo ao poder público o dever da preservação para as gerações futuras (Brasil, 1988).

A gestão dos recursos hídricos segue a adoção de seis princípios norteadores: i) adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento; ii) o princípio do uso múltiplo da água, colocando igualdade entre os usuários; iii) o reconhecimento da água como um bem escasso e vulnerável; iv) o reconhecimento do valor econômico da água; v) a gestão descentralizada e participativa; vi) a água como um bem de domínio público.

Com a promulgação da nova Lei de Recursos hídricos (Lei Federal nº 9.433), em 1997, há a adição de seis instrumentos de política relativos à gestão destes recursos: i) planos de recursos hídricos; ii) enquadramento dos corpos d'água em classes; iii) outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, iv) cobrança pelo uso dos recursos hídricos; v) a compensação a municípios; vi) sistema de informações sobre recursos hídricos (Brasil, 1997). O modelo instituídos pelo governo brasileiro é baseado no modelo francês, aonde conta com participação ativa da sociedade civil.

Com este novo arcabouço, são instituídos os Planos de Recursos Hídricos como instrumentos orientadores da Política Nacional de Recursos Hídricos. Tais planos devem conter ao menos: i) diagnóstico da bacia hidrográfica; ii) análise demográfica, economia e ocupação das terras; iii) balanço hídrico e estimativas da demanda; iv) identificação de potenciais conflitos; v) o estabelecimento de metas de uso, qualidade e quantidade; vi) apresentação de programas que serão desenvolvidos, tomados e executados; viii) a definição das prioridades para outorga de direitos de uso); viii) a definição dos diretrizes e critérios para a instituição da cobrança); ix) a apresentação de áreas sujeitas a restrição de uso (Brasil, 1997).

Sendo assim, há a institucionalização da cobrança do uso da água como instrumento de gestão ambiental. Ao reconhecer a água como sendo um bem público com valor econômico,

possibilita a arrecadação da cobrança pelo seu uso para investimentos e financiamento de ações de melhoria na provisão dos recursos dentro da bacia hidrográfica. Papel central dentro deste modelo é delegado aos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH), compostos pelo poder público, sociedade civil e usuários em geral.

3.4. Instrumentos econômicos

O contexto apresentado acima, com a descrição dos instrumentos regulatórios, demonstra a dificuldade de existir uma boa gestão ambiental dos recursos naturais em um país com dimensões continentais e com baixo cumprimento das leis como o Brasil (Fearnside, 2000). Como forma de melhor direcionar a conservação em um contexto de interesses difusos, tanto públicos como privados, faz-se necessário a introdução de instrumentos econômicos para incentivar e flexibilizar alguns objetivos estabelecidos em lei. Nesta seção, iremos apresentar dois importantes instrumentos econômicos utilizados recentemente no Brasil para a conservação da biodiversidade e florestal: ICMS-Ecológico e Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O primeiro é direcionado à atores públicos, mais especificamente municípios com áreas de conservação e funciona como uma forma de compensação pela restrição no uso do solo. O segundo é direcionado aos atores privados e busca remunerar aqueles que conservam em suas propriedades áreas de florestas. Um importante desafio reside na dificuldade de alinhar os objetivos destas duas esferas de atores (público e privados) e construir esquemas que favoreçam ambos os lados.

3.4.1. ICMS-Ecológico

O ICMS-Ecológico é um instrumento fiscal de compensação entre os entes públicos, também conhecido como *Ecological Fiscal Transfers* (EFT), iniciado pioneiramente no estado do Paraná em 1992. Desde então, tem sido adotado em outros estados brasileiros como forma de compensação aos municípios. A lógica é compensar os municípios pelas perdas econômicas resultantes da restrição de uso da terra devido a presença de unidades de conservação em seu território.

O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) é um imposto interestadual e intermunicipal e fonte principal de receita estadual. A constituição brasileira de 1989 permite os estados fixar uma porcentagem do valor adicionado do imposto. Do montante total, 75% é transferido ao estado e 25% para os municípios. Deste, um quarto podem ser distribuídos de acordo com critérios estaduais. O ICMS-Ecológico incorpora critérios ambientais na distribuição deste percentual, variando de acordo com cada estado, como pode ser visto na Tabela 7.

Tabela 7: porcentagem e valores repassados ICMS-Ecológico

Estado	Porcentagem ICMS-Ecológico	Valor repassado (em R\$ mi / 2009)
Acre	5%	-
Amapá	1.4%	1
Mato Grosso	5%	-
Mato Grosso do Sul	5%	39.4
Minas Gerais	1%	45.4
Paraná	5%	124.1
Pernambuco	15%	-
Rio de Janeiro	2.5%	37.9
Rondônia	5%	90.7
São Paulo	0.5%	78.2
Tocantins	13%	29.7

Segundo Ring & Schaalk (2011) há diversas racionalidades possíveis para o uso do instrumento, destacando:

1. Compensação por gastos para bens e serviços ecológicos públicos
2. Compensação pelos custos de oportunidade
 - a. Perda de possível renda da terra
 - b. Perda de possíveis impostos dos proprietários rurais
3. Pagamento por benefícios externos
 - a. Para governos locais por promoverem benefícios além de suas fronteiras
 - b. Para agentes privados dentro dos limites municipais
4. Equalização fiscal / justiça distributiva
 - a. Equalização vertical entre altos e baixos níveis de governo
 - b. Equalização horizontal entre jurisdições no mesmo nível governamental

Infelizmente alguns estados brasileiros ainda não conseguiram legalizar e operacionalizar a adoção do instrumento, incluindo estados com importantes fragmentos florestais da Mata Atlântica, como Alagoas, Bahia e Santa Catarina. Por ser um instrumento compensatório, não há a necessidade dos municípios destinarem tais recursos para fins ambientais, não sendo assim um instrumento de incentivo a criação ou melhoria das UCs. Apesar de alguns autores, como Young (2005), afirmarem que foi um importante mecanismo de estímulo a criação de novas áreas protegidas, a falta de estudos de impacto não permite avaliar quantitativamente seu impacto em São Paulo. Além disso, em alguns estados (mais precisamente São Paulo) não há um alinhamento das áreas protegidas com a tipologia do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), somente reconhecendo UC estaduais. Desde 1993 o Estado não promove mudanças na Lei, resultando em iniciativas populares recentes para revisão da mesma. Grieg-Gan (2000) ao analisar o uso do instrumento em Rondônia e Minas Gerais, afirma que há impactos consideráveis para os municípios, principalmente aos que possuem maiores áreas de proteção. Além disso, considera que pode ser um incentivo para que os municípios com baixa produtividade agrícola sejam motivados a aumentar a área de proteção.

A efetividade do instrumento para a conservação da biodiversidade não foi plenamente descrita na literatura. A adoção de critérios ambientais, como os adotados no Paraná, poderia estimular a criação de novas áreas protegidas e aumentar a proteção dos remanescentes. O aspecto qualitativo no instrumento alocativo no Paraná é bem robusto, sendo relativo a melhorar no grau de conservação das áreas. São visitadas constantemente por agentes estaduais para analisar os níveis de proteção em volta das áreas (buffer zones), além de outras variáveis, como presença de espécies exóticas. Na Tabela 8 temos os diferentes critérios ecológicos utilizados para a distribuição dos recursos, decomposto na tipologia do SNUC, para alguns estados selecionados.

Tabela 8: Critérios ecológicos levados em consideração na distribuição do ICMS-Ecológico

Management categories	Conservation Factors						
	MG	MT	MS	PR	PE	SP**	TO
1. Ecological Station	1.0	1.0	1.0	0.8/1.0*	1.0	1.0	1.0
2. Biological Reserve	1.0	1.0	1.0	0.8/1.0*	1.0	1.0	1.0
3. Parks (National, State, Municipal)	1.0	0.7	0.9	0.7/0.9*	0.9	0.8	0.9
4. Natural Monument	1.0	0.8	0.9		0.7		0.8
5. Wildlife Refuge	1.0	0.8	0.9		0.75		0.8
6. Private Natural Heritage Reserve (RPPN)	1.0	0.2	0.7	0.68	0.8		0.6
7. Forest (National, State, Municipal)	0.3	0.5	0.6	0.64	0.6	0.2	0.5
8. Environmental Protection Area (APA) with management plan	0.1	0.2	0.05		0.1-0.7	0.1	0.1
9. Environmental Protection Area (APA) with no management plan	0.025	0.2	0.05	0.08	0.05	0.1	0.1
10. Area of Relevant Ecological Interest (ARIE)	0.3	0.3	0.08	0.66	0.45		0.4
11. Wildlife Reserve	0.3	0.4	0.6		0.6		0.4
12. Sustainable Development Reserve	0.5	0.5	0.05		0.4		0.2
13. Extractivist Reserve	0.5	0.5	0.4		0.5		0.45
14. Indigenous Reserve	0.5			0.45			0.5
15. Area of Relevant Touristic Interest (ARIT)				0.08			
16. Tourism Destination							
17. Buffer Zone							
18. Wildlife Zone in APA	0.5					0.5	
19. Restricted Use Areas						0.1	
20. Parkway		0.3					
21. Indigenous Territory	0.5	0.7	0.45				
22. Special Protected Area		0.5					
23. Scenic Rivers			0.24				
24. Scenic Roadways			0.08				
25. Natural Resources Reserve			0.8				
26. Ecological Reserve					0.3		
27. Private Land Restoration Area (RPRA)	0.1						
28. Faxinais				0.45			

* Higher values for locally protected areas, lower values for state and federally protected areas.

** Legislation in São Paulo only acknowledges state conservation units for ICMS Ecológico transfers.

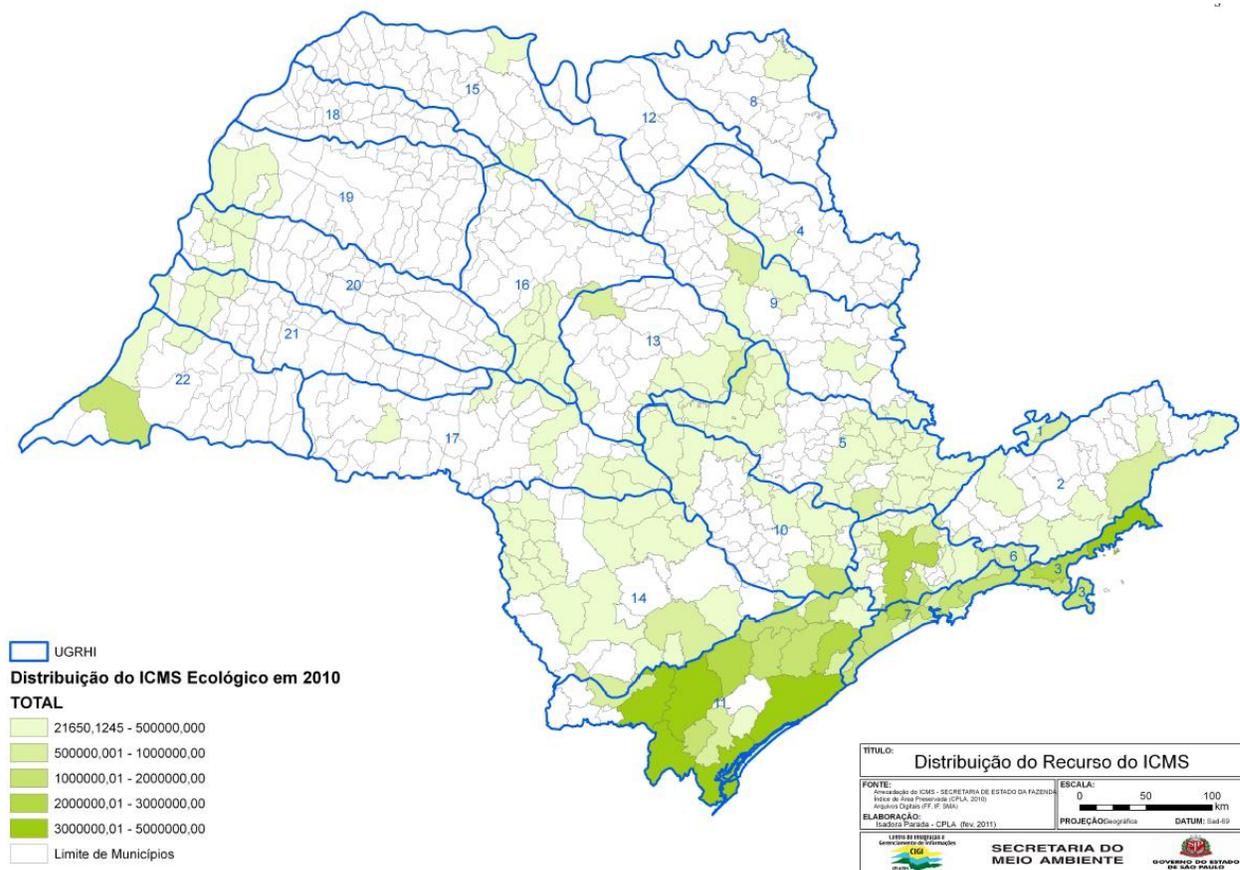
Fonte: Ring & Schalk (2011)

ICMS-Ecológico no Estado de São Paulo

Apesar de ter sido o segundo estado a regulamentar legalmente o ICMS-Ecológico, os critérios utilizados pelo estado são considerados limitados. A grande ressalva é a não compatibilidade com o SNUC, deixando de lado diversas categorias de áreas protegidas e excluindo as áreas que não foram criadas no âmbito estadual. Isso significa que mesmo que o município crie áreas protegidas ou dê incentivos à criação de RPPN, tais áreas não entrarão no cálculo da partilha das transferências. Ao contrário do estado do Paraná, desde sua criação o estado paulista optou pela exclusão de RPPNs. Em relação à porcentagem destinada à variável ecológica (0,5%), considerada baixa, há visíveis limites na alteração de tal montante, agravado pelo cenário agitado na disputa por recursos da principal fonte de renda dos estados. Tal cenário leva a um não incentivo à criação de novas áreas protegidas, contribuindo para uma concentração da distribuição em áreas protegidas já consolidadas.

O instrumento possui maior relevância, como não poderia deixar de ser, para os municípios que possuem grande parte de seus territórios com Unidades de Conservação estaduais, principalmente ao longo da costa e Serra do Mar, sendo fonte principal de seus recursos. Mesmo sem a exigência da destinação destes recursos à ações ambientais e de melhora das UCs, há exemplos de sucesso nos quesitos ambientais. O município de São Miguel do Arcanjo definiu por lei a distribuição dos recursos. Pelo menos metade das transferências deve ser alocada para áreas relativas ao meio ambiente (tais como educação ambiental) e manutenção das áreas protegidas. Na figura 12, temos a ilustração das distribuições efetuadas aos municípios paulistas, confirmando nosso argumento de concentração.

Figura 12: Distribuição do ICMS-Ecológico no Estado de São Paulo



Fonte: SMA (2011)

3.4.2. Pagamento por Serviços Ambientais

Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) são transferências monetárias aos proprietários de terra que adotem certas práticas ambientais e de manejo da terra. Seu uso vem se tornando muito popular, principalmente nos países em desenvolvimento. Surgiu inicialmente na Costa Rica, em 1997, e desde então tem ganhado atenção na literatura econômica e no debate de políticas ambientais.

A lógica subjacente aos esquemas de PSA está na ideia de que os atores que fazem esforços para garantir a provisão dos serviços ecossistêmicos devem ser monetariamente recompensados pelos beneficiários de tais serviços¹⁰. A primeira definição na literatura econômica, e certamente a mais utilizada, é a de Wunder (2005), o qual o define com cinco critérios simples: uma transação voluntária, onde um serviço ambiental bem definido (ou o uso da terra que provavelmente assegure aquele serviço) é comprado por (no mínimo) um comprador de no mínimo um provedor se, e somente se, o provedor assegurar a provisão do serviço (condicionalidade).

Os esquemas de PSA tem se baseado em sua maioria de interpretações do teorema de Coase. Em situações baseadas no mercado (ou quase-mercados), através da transação dos direitos de propriedade, poderiam alcançar níveis 'ótimos' das externalidades ambientais. Em uma negociação coaseana, não importa a distribuição inicial dos direitos de propriedade, visto que via barganha os agentes poderão chegar em um acordo ótimo aos problemas ambientais. No caso dos problemas ambientais, desde que os custos de transação permaneçam em níveis baixos o suficiente e os direitos de propriedade forem claros e definidos, os indivíduos, comunidades e outras entidades iriam negociar seus direitos até atingirem um ótimo de Pareto¹¹. Sendo assim, a solução para os problemas ambientais, que são interpretados como falhas de mercado, seria a criação de mercados para que estes bens sejam transacionados e possam atingir seu nível ótimo de alocação.

Partindo desta premissa, a definição apresentada inicialmente de Wunder e replicada sucessivamente exige o estabelecimento de no mínimo três regras básicas, segundo Engel (2008):

¹⁰ As definições de serviços ambientais e serviços ecossistêmicos muitas vezes são utilizadas como sendo sinônimos. No entanto, há um esforço no sentido de defini-las como formas distintas de serviços. Adotamos aqui a definição de serviços ambientais como aqueles serviços prestados por atores econômicos e sociais que garantam a provisão de um fluxo de serviços ecossistêmicos. Sendo assim, o primeiro é ligado a uma ação antropogênica, enquanto o segundo é uma capacidade oriunda das funções dos ecossistemas.

¹¹ Um ótimo de Pareto é uma situação econômica na qual não é possível melhorar a situação da distribuição da utilidade entre os agentes, sem que diminua a utilidade de um dos agentes.

- 1) A relação entre o tipo de uso da terra a ser promovida e a provisão do serviço ecossistêmico deve ser clara;
- 2) As partes interessadas (*stakeholders*) devem ter a possibilidade de terminar seu contrato (visto que é uma transação voluntária);
- 3) Um sistema de monitoramento deve acompanhar, para garantir a provisão dos serviços.

O desenho de políticas que tem como pano de fundo esta teoria favorece alguns elementos e variáveis em detrimento de outros. Tais esquemas põem muita ênfase em reduzir custos de transação, alocar direitos de propriedade e estabelecer processos de barganha entre os provedores e os compradores. Adotando esse ponto de vista, o PSA é uma transação voluntária. No entanto, a maior parte das experiências de PSA não são contempladas nessa definição, causando uma separação entre teoria e prática. A saída encontrada, por alguns autores como Wunder (2010), foi a divisão entre PSA-puro (bom) e tipo-PSA (nem tão bom). Esta separação pode gerar sérios questionamentos quanto ao desenho de tais políticas. Será que são as iniciativas que não estão aplicando a teoria correta ou a teoria que não suporta a realidade?

Para Vatn (2010), grande parte das iniciativas depende do Estado e engajamento da comunidade e a condição voluntária nem sempre é observada. Por isso, afirma que apesar de ser considerada como uma transação coaseana, na realidade esta definição é muito mais relacionada a como o instrumento deveria funcionar de acordo com uma posição teórica específica do que a realidade do instrumento.

Uma vez que os serviços ambientais nem sempre são definidos claramente, em muitos casos não há como relacionar previamente uma relação causal clara entre as práticas de uso do solo e o aumento esperado de determinado serviço. Isso reflete na dificuldade em mensurar a eficiência. O monitoramento então usualmente consiste na checagem de cumprimento de mudanças no uso do solo promovidas, ao invés de verificar mudanças na atual provisão de determinado serviço ecossistêmico.

Muradian *et al* (2010) também apontam que uma das características desta conceitualização é a separação entre eficiência e equidade. Tal visão denota que os esquemas de PSA devem ser considerados primordialmente como instrumentos “*for improving the efficiency of natural resource management ad not necessarily for alleviating poverty*”. Isto é, o objetivo da política deve ser claramente para a provisão dos ecossistemas, sendo que se há efeitos colaterais na redução da pobreza, muito embora bem vindos, devem ser entendidos apenas como ‘positive side-effects’. O que está implícito nesta visão é de que os pobres podem sim ser incluídos nos esquemas, mas desde que não atrapalhem a provisão dos serviços, o que acarretaria em ‘perda de eficiência’.

PSA como solução ganha-ganha?

Há na literatura e entre os policymakers uma certa confiança excessiva nos pagamentos como soluções duplamente ganhadores: poderiam aumentar a conservação da biodiversidade e provisão dos serviços ecossistêmicos ao mesmo tempo que reduziria a pobreza em países em desenvolvimento. Muradian *et al* (2013) sugere que devemos prestar atenção em entender sobre que condições as políticas de PSA podem fazer uma contribuição significativa à conservação dos ecossistemas, ao invés de assumi-las como uma panaceia. Nas últimas duas décadas criou-se grandes expectativas sobre possíveis soluções ganha-ganha e buscou-se desenvolvimento de que simples políticas pudessem resolver problemas complexos. Esse foi o caso do “Integrated conservation and development projects” (ICDP). Tal instrumento moldou a agenda da conservação da biodiversidade nos anos 1990 e começo dos 2000, prometendo acabar com as ameaças à biodiversidade, criando oportunidades para as pessoas que usam os recursos ao redor de áreas protegidas. No entanto, uma década depois houve o reconhecimento de que:

“the myth of win-win solutions created a culture in which overly ambitious projects proliferated, based on weak assumptions and little evidence” (Christensen, 2004 apud Muradian *et al*, 2013).

Há um extenso debate na literatura sobre os instrumentos econômicos baseados no mercado, sendo um termo genérico para descrever uma gama de instrumentos (*cap-and-trade*, esquemas de certificação, offsets de biodiversidade, PSA). Autores mais entusiastas, como Ferraro and Kiss (2002), consideram os pagamentos diretos pela conservação da biodiversidade são a mais efetiva e eficiente maneira de promover a conservação da biodiversidade e sugerem sua adoção como ferramentas políticas de conservação de ecossistemas. Ao mesmo tempo que são vistos como possivelmente mais eficientes, alguns autores os veem como um produto do neoliberalismo da natureza (McAfee & Shapiro, 2010). Grande parte da crítica reside no fato de que, na tentativa de salvar a natureza, partem para a incorporação esquemas de mercados monetários, sendo um dos diversos reflexos da contradição da economia verde (Arsel & Buscher, 2012).

Redução de todos os valores da natureza a uma métrica pode ocasionar alguns efeitos indesejados. Como em outros mercados monetários, os esquemas de PSA, Segundo Kosoy envolvem: i) a definição de um ou vários serviços, que serão transformados em commodities para serem transacionados, ii) o estabelecimento de uma unidade padrão de troca por estes serviços; iii) definição da oferta, demanda e intermediação entre aqueles que afetam, controlam ou manejam a provisão destes serviços e aqueles que pagam por estes. Sendo assim, para que este processo de comoditização seja realizado, são necessários três estágios. Primeiro, deve-se reduzir uma função ecológica a um serviço ecossistêmicos, portanto, separá-lo do todo (o ecossistema). Segundo, assegurar um simples valor de troca a este serviço e, por último, conectar os ‘provedores’ aos ‘consumidores’ destes serviços em um mercado ou algo semelhante a isso.

Figura 13 – Importância do incentivo econômico x grau de comoditização

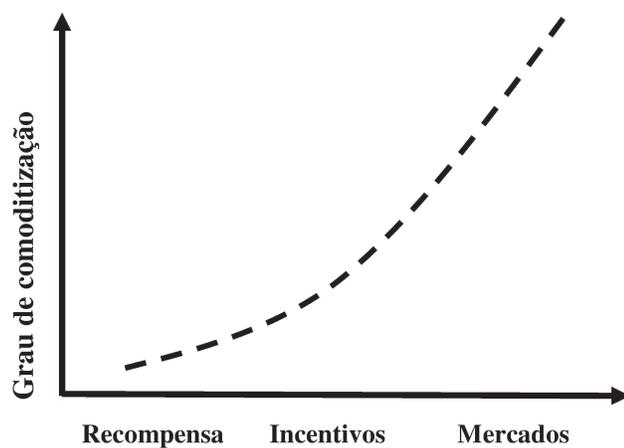
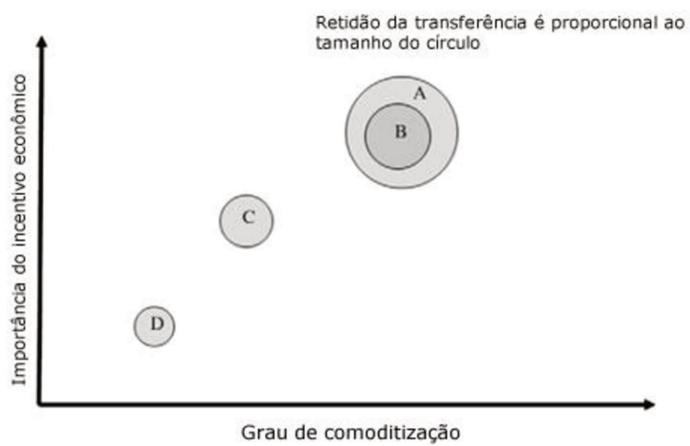


Figura 14 – Grau de comoditização dos instrumentos



Fonte: Muradian et al (2013) e Muradian et al (2010)

Outros autores já são mais céticos quanto ao real papel que os esquemas de PSA possuem. Para Kosoy & Corbera (2010), sob uma ótica histórico-materialista, os esquemas de PSA são nada mais do que um fetichismo da mercadoria, sendo um sintoma e consequência deste processo. Para o autor, este fetichismo está ancorado em três dimensões, afetando o modo como a natureza é percebida, a forma como a interação homem-natureza é construída (através de termos monetários) e como as desiguais relações sociais são reproduzidas.

Rumo a uma nova conceitualização do PSA

Apesar de terem sido extensivamente conceitualizados como instrumentos de mercados, poucos esquemas de PSA podem ser considerados como instrumentos puros de mercado. Para Corbera *et al* (2007) devemos dividir o instrumento em duas abordagens distintas, definindo o Mercado para Serviços Ecosistêmicos (MSE) e o PSA *per se*. O primeiro demanda uma mercadoria plenamente definida, além de uma ativa demanda e oferta. O exemplo mais ilustrativo para este tipo de mercado é o desenvolvimento dos mercados de créditos de carbono, no âmbito do protocolo de Kyoto. Neles, há um ativo ambiental muito bem definido que é uma tonelada de carbono sequestrada da atmosfera. Não importando aonde o ativo seja transacionado, a unidade métrica é a mesma, cabendo controvérsias apenas nos métodos de avaliação da capacidade de sequestro/emissão de determinadas atividades. Já os esquemas de PSA não podem ser considerados mercados onde os serviços ecossistêmicos são vendidos aos compradores, visto que:

“The commodity is ill-defined, and, in most cases, government play an intermediary role by mobilizing resources from consumers to a government fund, which the distributes financial resources to ecosystem-service stewards at a pre-established price” (Corbera *et al*, 2007)

Muradian *et al* (2010) fazem um profundo esforço para uma nova conceitualização dos esquemas de PSA. Em suma, os esquemas de PSA operam com um alto grau de incerteza no monitoramento da provisão dos serviços, além da inerente complexidade da relação com o uso da terra. Uma visão alternativa do PSA é o definir como uma transferência de recursos entre atores sociais, como forma de criar incentivos para alinhar decisões sobre o uso da terra (coletivo ou individual) com o interesse social (Muradian *et al*, 2010). Mais do que mercados “quase-perfeitos”, as transferências monetárias são incentivos para a ação coletiva (Muradian & Rival, 2012). Neste sentido, podemos defini-lo como um instrumento de reconfiguração das relações entre estado, mercado e comunidade (Vatn, 2010).

Sendo assim, concordamos com aqueles autores que afirmam que o PSA deve ser considerado, pelo menos baseado nos esquemas adotados nos países em desenvolvimento, como parte de um portfólio de instrumentos de desenvolvimento rural, ao invés de simplesmente um instrumento econômico para assegurar a proteção ambiental de modo supostamente mais eficiente. Nestes países, os programas de PSA não têm focado nos serviços ecossistêmicos individualmente, mas em diferentes tipos de uso da terra e práticas agrícolas que supostamente fornece determinados serviços ambientais (Porras, 2011). A introdução de políticas usando o PSA requer a formação de novos arranjos institucionais, desenhados para aumentar ou mudar o comportamento daqueles responsáveis pelo manejo dos recursos através da provisão de incentivos econômicos corretos (Corbera *et al*, 2009). A performance de um dado arranjo institucional necessita ser medida através de sua interação com outras instituições (Young, 2002).

Efetividade ambiental

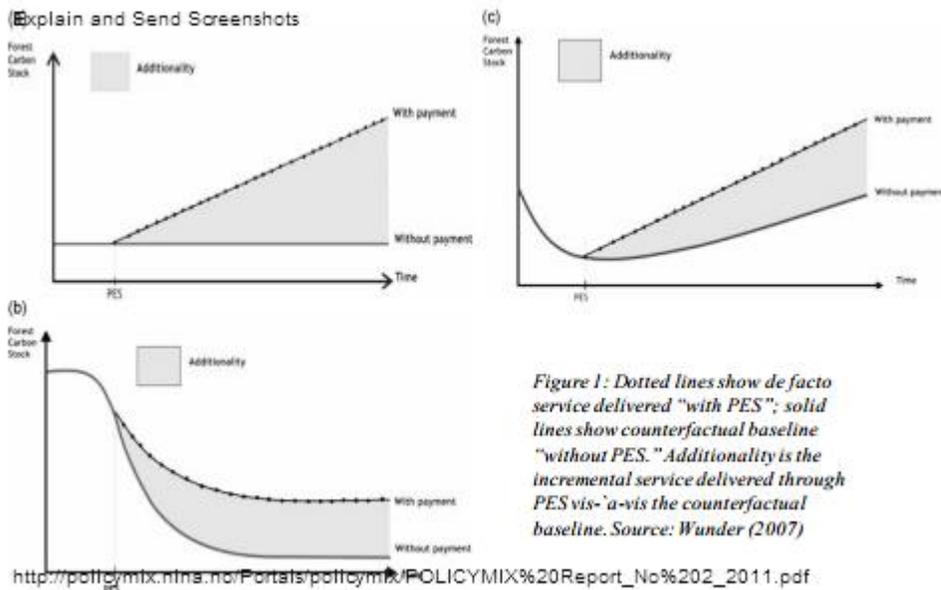
Apesar de diversas políticas de PSA serem baseadas na definição conceitual apresentada anteriormente, exigindo certo nível de adicionalidade de suas ações, na prática fica

claro que é extremamente difícil mensurar tal aspecto. A adicionalidade pode ser definida como o incremento observado na oferta do serviço vis-à-vis o estabelecido na linha de base.

Há uma clara ausência de estudos que comprovem os fluxos adicionais que determinadas práticas agrícolas e de uso da terra possuem sobre a oferta de serviços ecossistêmicos. Neste sentido, alguns autores ressaltam a importância da definição de uma linha de base e ações de monitoramento adequadas (ENGEL *et al* 2008).

A linha de base pode ser definida como um padrão estabelecido do nível de provisão de serviços ecossistêmicos. A definição da linha de base e conseguinte monitoramento das ações ajudaria na questão de saber se os pagamentos realmente afetam a provisão e teoricamente garantir que os serviços sejam ‘entregues’. Além disso, a definição de uma linha de base supostamente auxiliaria na definição da condicionalidade das ações, ou seja, o pagamento somente é feito caso exista uma diferença na provisão do mesmo, de. Na figura 15 temos as distintas abordagens em relação a linha de base preconizadas por Wunder (2007)

Figura 15 – Diferentes linhas de base e critérios de adicionalidade.



Fonte: Wunder (2007)

O monitoramento então pode ser feito de duas maneiras: *input-based* ou *output-based*. O primeiro parte de premissas sobre os impactos de determinadas atividades no uso da terra e monitora essas mudanças. Já o segundo tenta monitorar a entrega dos serviços ambientais através de indicadores biofísicos como, por exemplo, a quantidade de carbono sequestrada ou o número de espécies animais protegidas. Este, conseqüentemente aumenta consideravelmente os custos de monitoramento e, em muitos casos dependendo do serviço ecossistêmico é praticamente impossível de monitorar adequadamente. Porras *et al* (2012) cita que o alto custo de monitoramento fez com que a Holanda retirasse de seus esquemas de subsídio agrícola ('agro-environmental subsidy') os elementos baseados em tal monitoramento. Na prática é muito mais simples e eficaz o monitoramento da mudança no uso do solo e das práticas agrícolas desejadas.

Experiências ao redor do mundo

Na tabela 9 podemos ver uma estimativa do tamanho de distintos tipos de pagamentos para a conservação da biodiversidade. Como pode ser visto, a maior parte dos pagamentos é efetuada por organizações multilaterais e governos, destacadamente Banco Mundial e GEF. Outra coisa que devemos notar é a pequena participação do setor privado nestes esquemas, perfazendo menos de 1% dos pagamentos globais. Isso parece ser uma das características mais marcantes dos atuais esquemas, como podemos ver sumarizados na Tabela 12. As principais iniciativas necessariamente envolvem o uso de um intermediário e são feitas pelo intermédio destas agências ou governo. A maior parte das iniciativas está concentrada nos países em desenvolvimento.

Tabela 9 – Estimativa do tamanho do mercado global para a conservação da biodiversidade

Tipo de pagamento por serviços ecossistêmicos	Montante dos pagamentos (mi US\$ / ano)		Comprador	Vendedor
	Global	Países em desenvolvimento		
Setor público	1450	190	Governos, organizações multilaterais.	Fazendeiros, proprietários de terras, posseiros.
Privado, regulado (<i>cap-and-trade</i> para habitats terrestres e espécies).	380	Desconhecido	Agências públicas (departamentos de transporte, etc), incorporadores imobiliários.	Companhias de mitigação, agências públicas, ONGs, administradores de terra privadas.
Privado, voluntário (responsabilidade social corporativa, filantropia, marketing verde).	10-17	5-8	Corporações, ONGs, indivíduos.	Administradores de terra privado, empresas privadas, grupos indígenas e comunitários.

Fonte: Porras *et al* (2013)

A experiência pioneira da Costa Rica

O programa de Pagamento por Serviços Ambientais na Costa Rica tornou-se algo icônico dentre as políticas que lidam com a conservação ambiental. Muito disso pode ser creditado ao seu caráter inovador para lidar com a questão de conservação e recuperação florestal. Criado em 1997, conseguiu reverter uma tendência histórica de perda da cobertura florestal de um país, saindo de 20% nos anos 1980 para mais de 50% nos dias de hoje. O objetivo desta seção não é fazer uma análise profunda desta experiência, mas sim elencar alguns pontos de aprendizagem de um programa pioneiro e que aparentemente tem dado resultados concretos positivos.

A política costarriquenha já ajudou a conservar cerca de 1 milhão de hectares, sendo que 90% destes foram objetos de conservação, 6% reflorestamento, 3% manejo sustentável e 1% regeneração. Na tabela 10, há uma compilação das modalidades de pagamento e os valores passíveis de serem recebidos pelos proprietários. Cabe notar que há uma hierarquização nos pagamentos e no tempo de contrato, refletindo a importância dada a cada tipo de atividade.

Tabela 10 – Modalidades e categorias de pagamento de PSA na Costa Rica

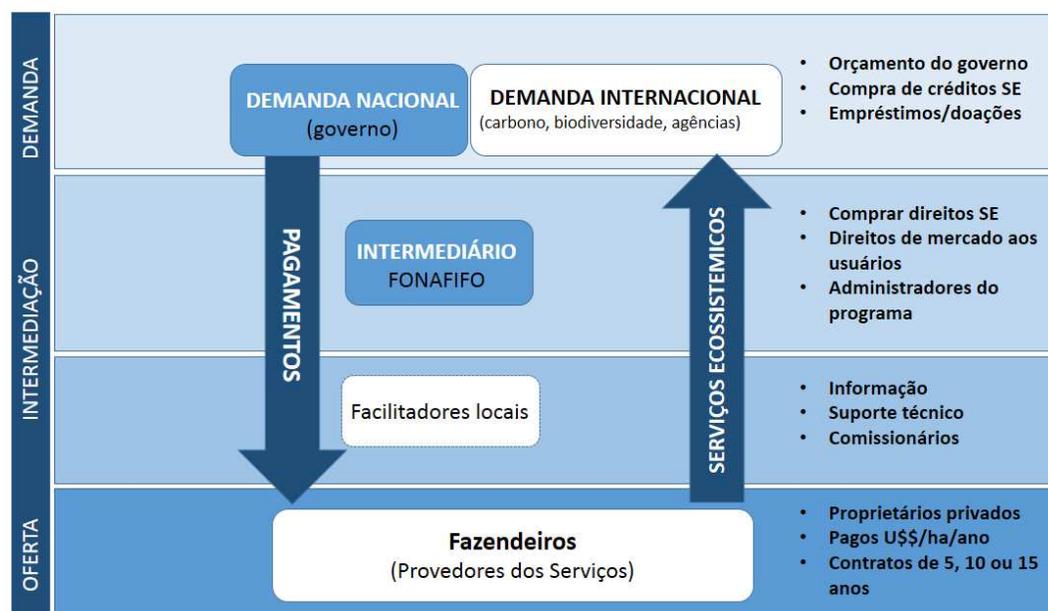
Modalidade	Subcategoria	US\$/hectare/contrato	Pagamento anual (US\$) /hectare
Proteção (2-300 há); contrato e pagamento por 10 anos	Proteção florestal (geral)	US\$ 640	US\$ 64
	Em gaps de conservação	US\$ 750	US\$ 75
	Em zonas de importância para água	US\$ 800	US\$ 80
Reflorestamento (1-300 há); contrato por 15 anos e pagamentos por 5 anos	Reflorestamento	US\$ 980	US\$ 196
	Com espécies nativas e espécies ameaçadas	US\$ 1470	US\$ 294
Regeneração (2-300 há); contrato e pagamento por 10 anos	Em áreas degradadas com potencial florestal	US\$ 410	US\$ 41
	Em áreas qualificadas com 'adicionalidade' dentro do padrão de Kyoto	US\$640	US\$ 64
Manejo florestal (2-300 há); contrato e pagamento por 10 anos		US\$ 500	US\$ 50
Agrofloresta (350-5000 árvores); contrato por 5 anos, pagamento por 3 anos	Serviços agroflorestais	US\$ 1.30 / árvore	US\$ 0.43/árvore
	Com espécies nativas e espécies ameaçadas	US\$ 1.95 / árvore	US\$ 0.65/árvore

Fonte: Adaptado de Porras *et al* (2013)

O programa de PSA da Costa Rica permite o recebimento de pagamentos todos aqueles proprietários de florestas que promovam o fluxo de serviços ecossistêmicos vitais. Tais pagamentos são efetuados. São quatro as categorias de serviços ecossistêmicos passíveis de recebimento: sequestro de carbono, serviços hidrológicos, proteção da biodiversidade e beleza cênica.

Toda a estrutura do programa está centralizada na figura do “*Fondo Nacional de Financiamiento Forestal*” (FONAFIFO), que é o principal intermediário e responsável pela administração do programa e gestão dos contratos. Tal estrutura pode ser vista na Figura 14, onde podemos ver as atribuições de cada ator neste esquema. A demanda pelos serviços advém em grande parte dos fundos do governo, principalmente através de uma taxa específica sobre os combustíveis fósseis. O setor privado tem uma participação importante, notadamente pelas companhias hidroelétricas e pela venda de créditos de carbono. A terceira fonte de financiamento advém dos fundos internacionais e doações de agências multilaterais.

Figura 16 – Esquema representativo da estrutura da política de PSA na Costa Rica



Fonte: Adaptado de Porras *et al* (2013)

Entre 1997 e 2012, o FONAFIFO fez pagamentos na ordem de US\$ 340 milhões. Deste montante, a maior parte (49%) foi destinada a entidades legais, o que corresponde a sociedade limitada no Brasil, podendo incluir micro e pequenas empresas, bem como média e largas companhias. Em segundo lugar, com 31% do repasse, ficaram a cargo de pessoas físicas.

Por fim, 13% foram destinados aos grupos indígenas e 7% as cooperativas. Inicialmente, alguns contratos foram feitos através de projetos ‘guarda-chuva’, responsáveis por aglutinar grupos de pequena escala em um contrato coletivo. Isso tinha o objetivo de minimizar os custos de transação, mas na prática demonstrou ser difícil atingir o cumprimento das obrigações de todos os participantes sob o mesmo contrato, o que levou a abolição deste tipo de contrato em 2002.

Olhando para as iniciativas deste país, e permitindo certo nível de extrapolação, podemos notar na Tabela 11 a atratividade dos esquemas de PSA. Isso significa que o PSA será atrativo para os pequenos produtores rurais dependendo do custo de oportunidade dos mesmos e a possibilidade de conversão da floresta em outros usos. Caso o lucros das atividades alternativas sejam altos e esteja permitida a conversão da floresta, o PSA não será atrativo. No entanto, no cenário oposto, caso o lucro destas mesmas atividades sejam baixos, mesmo com a possibilidade de conversão, o PSA pode ajudar na criação de incentivos para a conservação. Apesar deste estímulo, em tal cenário poderá ser necessário maiores inversões de recursos.

Tabela 11 – Atratividade dos esquemas de PSA em distintos cenários

		Possibilidade de conversão da floresta		
		Sim	Não	Incerto
Custo da conservação associado		Custo de oportunidade de usos alternativos da terra	Custos de monitoramento e coerção	Custos de oportunidade percebidos + custos de monitoramento e coerção imperfeitos
Lucros das atividades alternativas	Alto	PSA não compete	PSA pode ajudar somente se regulação for altamente forte. Pode requerer maiores níveis de pagamento.	Incerto. PSA pode não competir se os benefícios percebidos forem maiores comparados ao risco de detecção do desmatamento
	Baixo	PSA ajuda a aumentar a viabilidade da conservação, mas pode requerer maiores níveis de PSA	PSA altamente competitivo. Menores níveis de pagamento podem ser aceitos.	Incerto – PSA pode ajudar a desencorajar mudança ilegal, mas a pressão por mudança é baixa.

Fonte: Adaptado de Porras *et al* (2013)

Tabela 12- Resumo das principais iniciativas de PSA no mundo

Caso - País	Objeto	Pago por	Compradores	Beneficiados	Vendedores	Iniciado por	Ano	Escala espacial	Obstáculos à implementação
<i>Programas financiados por usuários</i>									
Los Negros, Bolívia	Proteção da biodiversidade e da bacia hidrográfica	Conservação florestal	Prefeitura Pampagrande, US Fish and Wildlife Service	Usuários locais da água	Fazendeiros regionais (46)	Fundación Natura (ONG)	2003	Porção superior da bacia Los Negros (2774 há)	Lentidão na construção da confiança, baixo pagamento dos usuários de água
Pimpampiro, Equador	Proteção da bacia hidrográfica	Conservação e restauração florestal	Usuários urbanos de água (20% da taxa)	Usuários da água	N. América Coop. (81%)	CEDERENA (ONG)	2000	Bacia Palahurco, porção leste (496 há)	Custos de monitoramento, 'caroneiros', ligação uso-serviço
PROPAFOR, Equador	Sequestro de Carbono	Reflorestamento	FACE (Consórcio Elétrico)	Beneficiários da mitigação da mudança climática	Proprietários de terra individuais e comunais	PROPAFOR (compania iniciada pelo comprador)	1993	Planalto e regiões costeiras (22.300 há)	Fogo, 'grazing', problemas na capacidade comunitária e incentivos
Vittel, França	Qualidade da Água	Boas práticas agrícolas	Vittel	Comitê de Bacia	Pecuaristas (todas as 27 fazendas)	Vittel	1993	Área de contribuição da nascente (5100 há)	Integração com setor não-agrícola (golf)
<i>Programas governamentais</i>									
Sloping Land Conservation Program, China	Proteção da bacia hidrográfica	Reflorestamento	Governo Central	Usuários da água a jusante	Moradores rurais	Governo Central	2002	7,2 mi há (tratado) e 4.92 mi ha reflorestado	Governos locais retiveram pagamentos, problemas com administração local
Pago por Servicios Ambientales, Costa Rica	Água, biodiversidade, carbono e beleza cênica	Conservação florestal, Agrofloresta	FONAFIFO (Agência estadual autônoma)	Indústria, usuários da água	Proprietários privados, comunidades indígenas	Governo (Código Florestal)	1997	270.000 ha	Disponibilidade de fundos, conhecimento da relação uso-serviço
Pago por Servicios Ambientales Hidrologicos, Mexico	Proteção da bacia hidrográfica	Conservação florestal	CONAFOR (agência florestal)	Usuários da água	Proprietários de terra individuais e comunais	Ministério do Meio Ambiente	2003	Nacional, áreas prioritárias. 600.000 há	"Rent seeking" pelas comunidades com firmas madeireiras

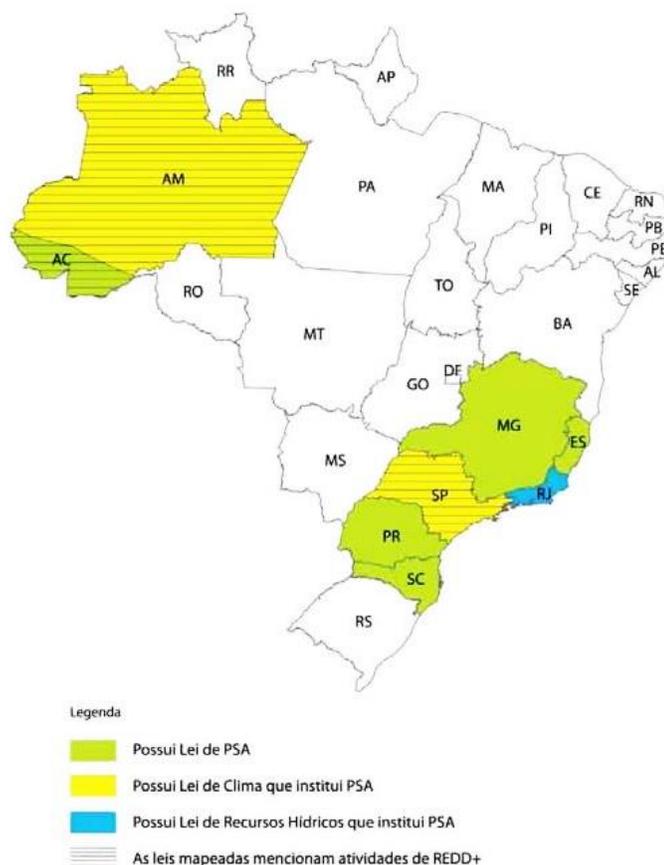
Conservation Reserve Program, EUA	Água, solo, proteção da fauna	Boas práticas agrícolas	Governo EUA	Usuários dos recursos naturais (água, recreação)	Fazendeiros	Governo USA	1985	14.5 mi ha.	Ligação uso-serviço, fatores políticos reduziram eficiência	
Environmental Quality Incentives Program, EUA	Água, solo, proteção da fauna	Boas práticas agrícolas	Governo EUA	Usuários dos recursos naturais (água, recreação)	Fazendeiros	Governo USA	1996	-	Altos custos administrativos e de transação	
Environmentally Sensitive Area e Countryside Stewardship Scheme, Reino Unido	Biodiversidade, recreação, proteção da bacia	Boas práticas agrícolas	Governo Unido + Europeia	Reino Unido	Usuários dos recursos naturais (água, recreação)	Fazendeiros das áreas selecionadas	Governo inglês	1986	640.000 há (ESA) + 530.620 ha (CSS)	-
Northeim, Alemanha	Agrobiodiversidade	Boas práticas agrícolas	Fundação privada	Beneficiários recreativos da biodiversidad e regional	Fazendeiros regionais	Universidade de Gottingen	2000	288 ha grassland (28 fazendeiros, 159 campos), Distrito Northeim	Direitos de propriedade do serviço, custos de monitoramento, risco de redução de outros incentivos	
Wimmera, Australia	Controle da salinidade do aquífero	Mudança no uso da terra	Governo australiano	Usuários da água a jusante	Proprietários de terra de Steep Hill	Comitê de bacia de Wimmera	2005	28.000 ha (10%)	-	
<i>Tipo PSA</i>										
Campfire, Zimbábue	Paisagem, Beleza, Conservação da biodiversidade	Conservação florestal	Operadores de safari privados e doadores internacionais	Comunidade conservacionista global	Comunidade através de conselhos distritais	Autoridade florestal Zimbábue + ONGs	1989	Terras comunais: 14.4 mi ha	Lutas pelo poder, recentralização	
Working for Water, África do Sul	Proteção da bacia hidrográfica, biodiversidade	Remoção de espécies invasoras	Governo central (85%) e usuários da água (15%)	Proprietários de terra que têm aumento da produtividade e da terra	WfW	Governo da África do Sul	1995	Nacional	Altos custos de remoção	

Marco Legal das políticas de PSA brasileiras

O rápido crescimento das iniciativas de PSA ao longo dos últimos anos evidenciou a falta de suporte legal que as mesmas encontram. Alguns estados e municípios se anteciparam e desenvolveram legislações específicas que possam assegurar a implantação de suas políticas. No entanto, há ainda algumas lacunas jurídicas que somente um arcabouço legal-normativo no nível federal pode solucionar. Podemos citar por exemplo duas preocupações do lado dos formuladores de política: o vínculo trabalhista-empregatício e os direitos de propriedade sobre o bem ambiental. O primeiro refere-se a uma preocupação sobre o possível enquadramento do PSA em um vínculo empregatício entre os provedores e recebedores, além da forma que deve ser enquadrado tais transferências. Algumas iniciativas tentam em seus contratos com os provedores deixar claro isso, mas a forma de recebimento (em alguns casos via Recibo de Autônomos) podem levar a um questionamento judicial. A segunda refere-se ao fato de que ao pagar pela provisão de determinada área, se o contratado possui direito sobre o serviço ambiental ou não. Isso é extremamente relevante no caso de transações envolvendo créditos de carbono.

Em um levantamento recente foram encontradas 28 iniciativas legislativas sobre o tema, sendo que 8 no âmbito federal (2 leis, 2 decretos e 4 projetos de lei) e 20 no âmbito estadual (14 leis e 6 decretos), esquematizados na Figura 17. Os estados originários destas leis são: Acre, Amazonas, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Paraná (Santos *et al*, 2012).

Figura 17 – Estados que possuem legislação relativa ao PSA



Fonte: Santos *et al* (2012)

Apesar de o país possuir uma diversidade de leis estaduais, no âmbito federal as iniciativas de PSA não contam ainda com uma regulamentação específica, apoiando-se em outras políticas e possibilidades como instrumentos indiretos. Em 2009 foi lançada a Política Nacional de Mudança do Clima (PNMC), através da Lei Federal 12.187/2009, citando o PSA como possibilidade de uso como instrumento de combate e mitigação da mudança do clima. Com a regulamentação do Fundo Nacional sobre Mudança do Clima (FNMC), através da Lei Federal 12.114/2009, elencam-se as atividades passíveis de serem financiadas pelos recursos

constituintes, como a recuperação de áreas degradadas e restauração de Reserva Legal, podendo utilizar o PSA. Além disso, possibilita o financiamento de projetos de REDD¹², em áreas prioritárias e estratégicas para a conservação florestal e da biodiversidade.

Em 2007 foi proposto o Projeto de Lei (PL) 792/2007, como tentativa de regulamentar a atuação do PSA como instrumento de política no âmbito federal. O objetivo é instituir a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e as atividades governamentais relacionados aos serviços ecossistêmicos, criando também um Fundo Federal e um Cadastro Nacional de PSA. O PL define quais serviços (provisão, suporte, regulação e cultural) farão jus a remuneração, podendo ser pagos pela manutenção, restauração e melhora na provisão dos mesmos, divididos em três programas (floresta, água e RPPN).

Segundo levantamento feito por Becker & Seehunsen, na Mata Atlântica atualmente há 78 iniciativas de PSA. A maioria delas (40) está relacionada a iniciativas de PSA com foco nos recursos hídricos e com sequestro de carbono (33). Já em relação aos pagamentos que objetivam exclusivamente a biodiversidade, é notório o baixo número de iniciativas, refletindo principalmente a dificuldade no estabelecimento destas, como podemos visualizar na Tabela 13.

Tabela 13: Iniciativas de PSA na Mata Atlântica

Estágio	PSA-Carbono	PSA-água	PSA-biodiversidade
Em execução	15	8	1
Em desenvolvimento	15	20	0
Em elaboração	3	12	4
Total	33	40	5

Fonte: Becker & Seehunsen (2011)

¹² Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação.

PSA no Sistema Ambiental Paulista - A Regulamentação estabelecida pela PEMC

Em 2009 foi promulgada a Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), através da Lei 13.789, tendo como objetivo o estabelecimento de compromissos estaduais frente ao desafio das mudanças climáticas, bem como contribuir para a redução ou estabilização dos Gases de Efeito Estufa. A partir desta, foi instituído o Programa de Remanescentes Florestais, sob a coordenação da Secretaria do Meio Ambiente (SMA). A regulamentação da PEMC define: i) serviço ecossistêmico como aqueles benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, ii) serviços ambientais: como serviços ecossistêmicos que têm impactos positivos além da área geradora, iii) Pagamento por Serviço Ambiental: transação voluntária de pagamento ao provedor que conserve ou recupere um serviço ambiental, mediante a comprovação da execução das ações contratadas.

Tal arcabouço permite certa flexibilidade na proposição de políticas envolvendo o PSA. Os projetos de PSA são definidos através de norma própria (Resoluções da SMA) e devem observar as diretrizes e critérios definidos na Lei 13.798/2009, bem como definir as áreas prioritárias para a execução estabelecidas (como conectividade entre remanescentes, mananciais de abastecimento público, entre outros). Além disso, cada projeto deverá possuir seus critérios de elegibilidade, de monitoramento, de valores a serem pagos e dos prazos. Atualmente dois programas de PSA são executados a partir desta estrutura, um voltado para nascentes de mananciais de abastecimento público (Mina D'água, exemplificado abaixo) e outro para Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN).

Um dos mecanismos financeiros utilizados para a execução dos projetos, criado em 2002, o Fundo Estadual de Prevenção e Controle da Poluição (FECOP), é vinculado à Secretaria do Meio Ambiente (SMA) e tem como objetivo apoiar e incentivar a execução de projetos relacionados à preservação e melhoria das condições do meio ambiente do estado. Tal fundo é constituído de recursos advindos de multas ambientais, bem como doações e a possibilidade de recebimento de remuneração por créditos de carbono.

4. Políticas de Pagamento por Serviços Ambientais na Região do Sistema Cantareira

Conforme visto nas seções anteriores, as políticas envolvendo PSA tem se tornado populares, principalmente em países em desenvolvimento. O objetivo desta seção é de confrontar os aspectos teóricos metodológicos apresentados anteriormente com as políticas em execução. Além disso busca entender qual é o papel desse instrumento dentro do *mix* de políticas e da governança ambiental de uma determinada região.

Neste capítulo primeiramente será apresentada a região do Sistema Cantareira, também conhecida como Corredor Cantareira-Mantiqueira. Por ser uma região inserida dentro do bioma Mata Atlântica, uma seção será dedicada para apresentar a importância de uma política de restauração da região. A escolha do local se dá por alguns motivos: i) a importância ecológica da região, ii) o aspecto de transição de suas atividades agropecuárias e população rural, iii) as iniciativas de PSA presentes na região terem sido formalizadas em níveis distintos de escala (municipal, regional e estadual).

4.1. O Sistema Cantareira

O Sistema Cantareira é um conjunto de quatro reservatórios interligados, responsáveis pela produção de água para o abastecimento de cerca de 50% da população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). É um dos maiores sistemas artificiais para abastecimento de água do mundo, produzindo 33.000 litros por segundo em uma área de 228.000 hectares (totalizando cinco sub-bacias hidrográficas). Todo o sistema está distribuído por 12 municípios, sendo 4 em Minas Gerais e 8 em São Paulo. A água captada pelo sistema é tratada na Estação de Tratamento de Água do Guaraú e posteriormente distribuída para as zonas norte, Central, Leste (parte), Oeste (parte), além dos municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato,

Caieiras, Guarulhos (parte), Osasco, Carapicuíba, Barueri (parte), Taboão da Serra (parte), Santo André (parte) e São Caetano do Sul. (SABESP, 2008).

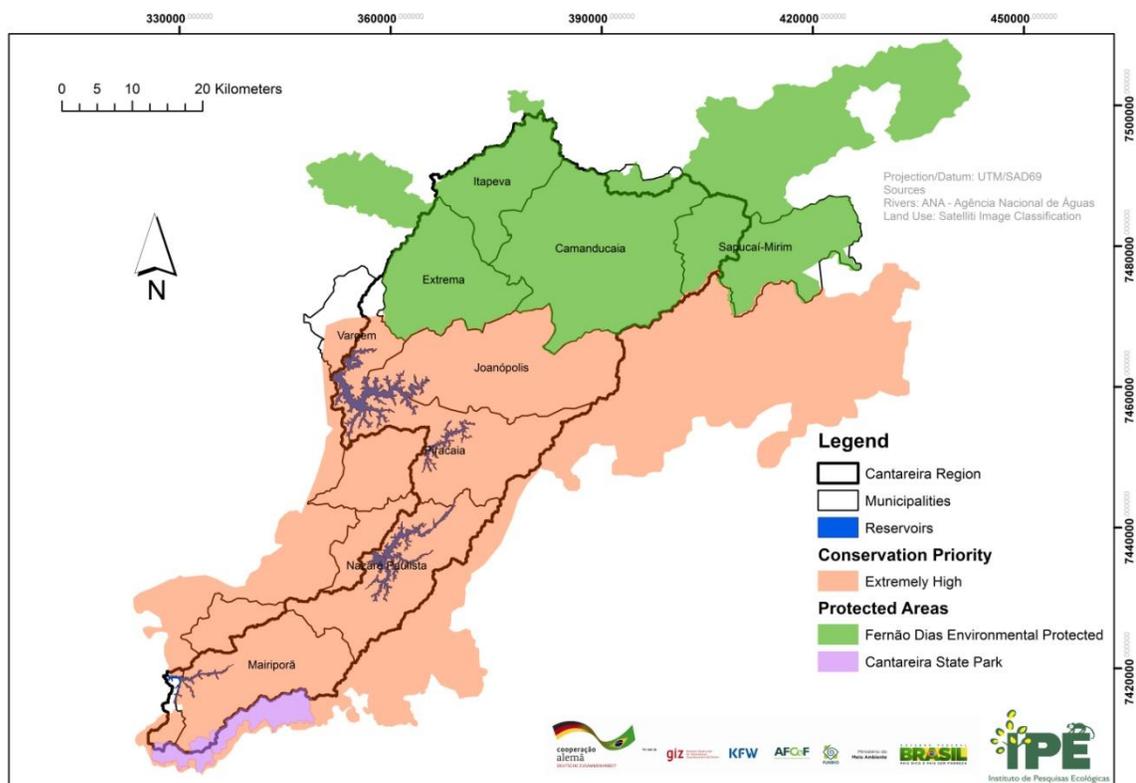
Em 1962 foi criada uma comissão pelo Departamento de Águas e Esgotos para iniciar estudos preliminares relativos ao aproveitamento das águas do Rio Juqueri, inicialmente denominado Sistema Juqueri. No projeto inicial havia a previsão de aproveitamento das águas deste rio e em etapas posteriores o aporte dos rios Atibainha, Cachoeira e Jaguari, com previsão de adução na ordem de 17 m³/s. Em 1967, através de diversas alterações no projeto original, a capacidade de adução do sistema foi prevista para 22 m³/s. Com a criação da Companhia Metropolitana de Águas de São Paulo (COMASP), em 1968, há a institucionalização da responsabilidade para a captação, tratamento e venda da água potável aos 37 municípios constituintes da Região Metropolitana de São Paulo. Já em 1969, novas alterações no projeto fixaram a capacidade final do sistema em 33m³/s, via reversão dos Rios Jaguari e Jacareí. A partir de 1973, a responsabilidade do planejamento e execução passaram a cargo da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), desenvolvendo o sistema em etapas. (SABESP, 2008)

Como a construção deste sistema abrange uma área territorial considerável, com diversos impactos ambientais e alterações na geologia, geomorfologia, microclima, vegetação, fauna e população humana, a partir de 1987 a Sabesp iniciou algumas ações preventivas e compensatórias de recuperação. Tais ações envolveram três programas ambientais: recuperação e áreas de empréstimo, reflorestamento e aquicultura. (SABESP, 2008)

A região é uma importante área de remanescentes e fragmentos da Mata Atlântica o qual, como visto anteriormente, possui apenas 8% de sua extensão original. Apesar da existência de áreas protegidas, a maior parte dos fragmentos está localizada dentro de propriedades privadas, sendo que a atividade agrícola predominante é a pecuária e silvicultura. A região é considerada como uma área de alta prioridade para a conservação e a conservação dos fragmentos, aliado a criação de corredores de conectividade entre eles tem sido uma estratégia defendida pelos ecólogos para conservar e aumentar a biodiversidade.

Desde sua construção, em 1973, a região no entorno dos reservatórios e suas áreas de contribuição têm sido transformadas sobre a influência de diversas variáveis. Originalmente o local é berço de uma agricultura familiar de baixa produtividade, com técnicas tradicionais e que ao longo dos anos, com o maciço êxodo rural, tem transformado estruturalmente a vocação da região. Dado suas belezas paisagísticas e a localização privilegiada, a região tem se transformado em área de lazer e refúgio para habitantes dos grandes centros. Tal transformação contribui para o parcelamento excessivo das glebas rurais em pequenas chácaras, o que agrava ainda mais a questão da situação dos fragmentos de áreas nativas.

Figura 18 – Sistema Cantareira e suas áreas protegidas



Fonte: IPE (2012)

Dentro da área do sistema, existem cinco unidades de conservação sendo três Áreas de Proteção Ambiental e dois parques Estaduais (Figura 18 e Tabela 14)). No entanto, apenas os parques estaduais são considerados de proteção integral (correspondendo a 0,5% de toda a área do Sistema). As APAS tem como objetivo conciliar a proteção dos recursos naturais com a ocupação do espaço da região, e para tanto devem possuir um plano de gestão ambiental que discipline as atividades e uso do solo. O plano de manejo da APA atua como uma lei maior, organizando a execução de várias ações. Devem, por exemplo, alinhar os planos diretores municipais ao da APA. No entanto, como não têm poder executivo, os mesmos órgãos de controle são responsáveis pelo cumprimento. As APAS atuam então como uma instituição que apenas reforça as exigências do código florestal. Ao exigir que se cumpra o plano de manejo, geralmente aplica algumas restrições específicas, sendo ainda o código florestal a instituição formal balizadora das atividades rurais.

O gerenciamento das represas desde sua criação era de direito exclusivo da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Em 2004, os comitês de bacia tiveram participação expressiva na discussão da renovação do direito de outorga. Atualmente, o gerenciamento é feito pela SABESP, Comitês PCJ e Alto Tietê e ANA. A próxima renovação da outorga acontecerá em 2014, o que pode significar uma nova janela de oportunidade para novas políticas públicas ambientais.

Tabela 14 - Áreas de Proteção Ambiental e Unidades de Conservação no Sistema Cantareira

Unidade de Conservação	Área Total (há)	Área dentro do Sistema	% no Sistema	Situação
APA Piracicaba e Juqueri-Mirim	349.121	97.299	28	Não regulamentada e sem conselho gestor
APA Fernão Dias	180.007	102.059	57	Possui conselho consultivo e plano de gestão ambiental
APA Sistema Cantareira	253.298	124.568	49	Não regulamentada e sem conselho gestor
PES Juquery	1.925	457	24	Sem plano de manejo e conselho gestor
PES Turístico Cantareira	7.482	834	11	Plano de manejo (1974) e conselho consultivo

Fonte: Whately & Cunha (2006)

Uma análise dos municípios selecionados demonstra que, em geral, houve um intenso crescimento da população urbana ao mesmo tempo em que houve uma redução na população rural (Tabela 15). A população rural de Extrema, por exemplo, foi reduzida em mais de 50% enquanto que a população urbana quase triplicou. Situação semelhante ocorreu em Bragança Paulista e Nazaré Paulista. No entanto é curioso notar o incremento em alguns municípios, tais como Franco da Rocha, Mairiporã e Itapeva. Uma possível explicação é a criação de chácaras e condomínios residenciais em áreas rurais, não sendo possível observar um aumento da população tradicionalmente rural.

Tabela 15- Dinâmica populacional nos municípios da região 1991-2010.

Município	População urbana		População rural		Total	
	1991	2010	1991	2010	1991	2010
Camanducaia	10441	15469	6486	5611	16927	21080
Extrema	9088	26023	5226	2576	14314	28599
Itapeva	3013	4511	2516	4153	5529	8664
Sapucaí-Mirim	1987	3783	2287	2458	4274	6241
Atibaia	74751	115229	11585	11374	86336	126603
Bom Jesus dos Perdões	8996	17376	858	2332	9854	19708
Bragança Paulista	92409	142255	16571	4489	108980	146744
Caieiras	37776	84386	1293	2143	39069	86529
Franco da Rocha	79492	121244	6043	10360	85535	131604
Joanópolis	7159	11768	1027	-	8186	11768
Mairiporã	33935	70750	6002	10206	39937	80956
Nazaré Paulista	4162	13911	7509	2503	11671	16414
Piracaia	18999	25116	-	-	18999	25116
Vargem	-	4421	-	?	-	?

Fonte: IBGE (2010); Terceira Via (2011)

Em relação ao uso do solo, a maior parte dos remanescentes florestais de Mata Atlântica (50,8%) estão concentradas nos municípios de Atibaia (12,7%), Camanducaia (11,5%), Mairiporã (15,6%) e Nazaré Paulista (11%). Outro dado que merece atenção é a expansão das áreas urbanas. Em 1989, o uso do solo urbano era de 14.589,7 hectares, sendo que este montante subiu para 21.020,0 hectares em 2010, um crescimento de 44,07% (Terceira via, 2011)¹³.

¹³ As tabelas com o uso do solo por município estão localizadas no Anexo deste trabalho.

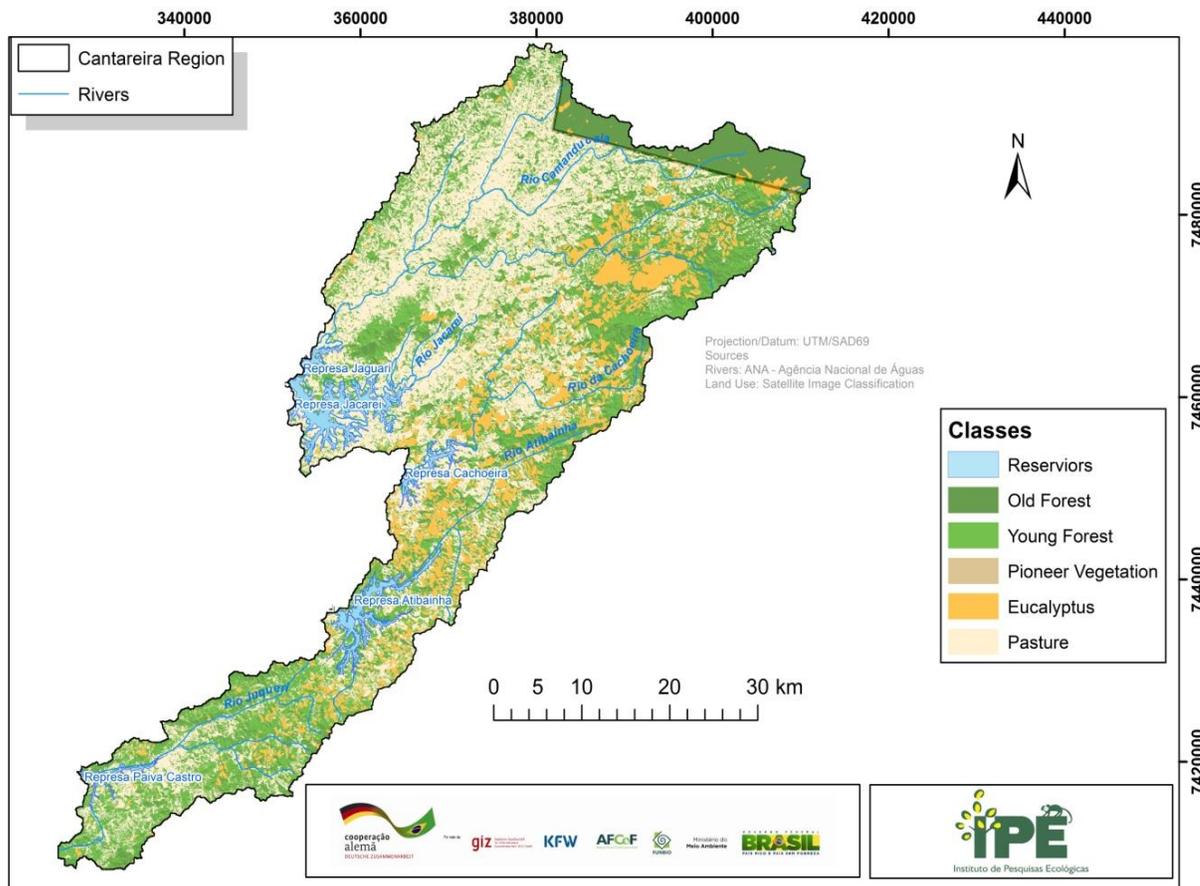
O incremento das áreas de vegetação natural se deu basicamente pelo crescimento da silvicultura. No período entre 1989 e 2010, segundo o levantamento feito por Terceira Via (2011), houve um acréscimo de 18.510 hectares. Os municípios que tiveram maior conversão de outros usos do solo para áreas de silvicultura foram Piracaia, Joanópolis e Nazaré Paulista. Na Tabela 16, podemos ver o agregado das classes de uso do solo e na Figura 19, há a demonstração destes dados de forma especializada.

Tabela 16 – Uso do solo na região do Sistema Cantareira

Classes de uso	Área	
	hectares	%
Floresta	94,248.56	40.13
Eucalipto	27,104.28	11.54
Pasto	91,120.87	38.79
Outros usos	22,413.21	9.54
TOTAL	234,886.92	100.00

Fonte: IPE (2012)

Figura 19 - Mapa do uso do solo no Sistema Cantareira



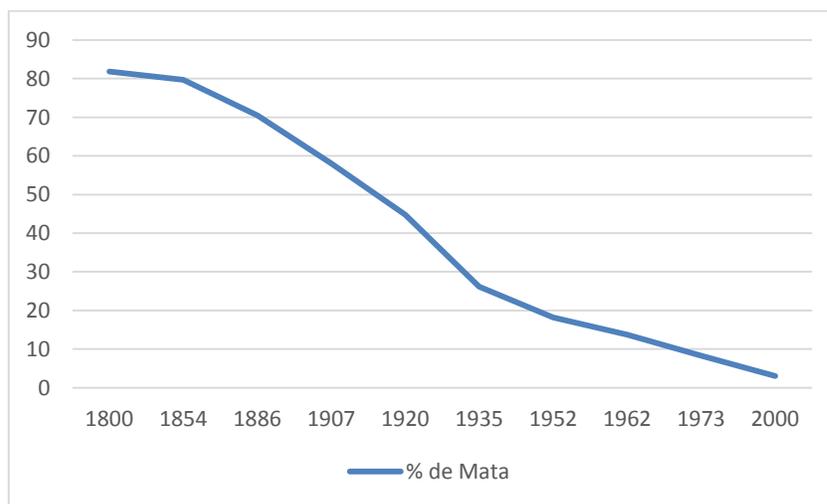
Fonte: IPE (2012)

Mata Atlântica

A Mata Atlântica brasileira originalmente possuía uma área de 1.481.946 km² ao longo de mais de 3.300 km. Seus domínios correspondiam a cerca de 20% do território nacional. Com a chegada da colonização portuguesa, dá-se início a intensas interferências sobre o bioma ao longo dos séculos. O primeiro ciclo econômico a dar início a conversão da vegetação natural foram as atividades ligadas a extração do pau-brasil (século XVI), seguida pela cana de açúcar

(século XVIII), café (XVIII), e mais recentemente o novo predomínio da cana de açúcar no estado de São Paulo. Essa intensidade das atividades econômicas levou a um notável processo de fragmentação da vegetação. Apesar das exigências ambientais legais terem sido inicialmente promulgadas na década de 1970, não foi capaz de frear a fragmentação deste bioma em diversos pequenos remanescentes isolados.

Figura 20 – Porcentagem da cobertura original da Mata Atlântica no Estado de São Paulo



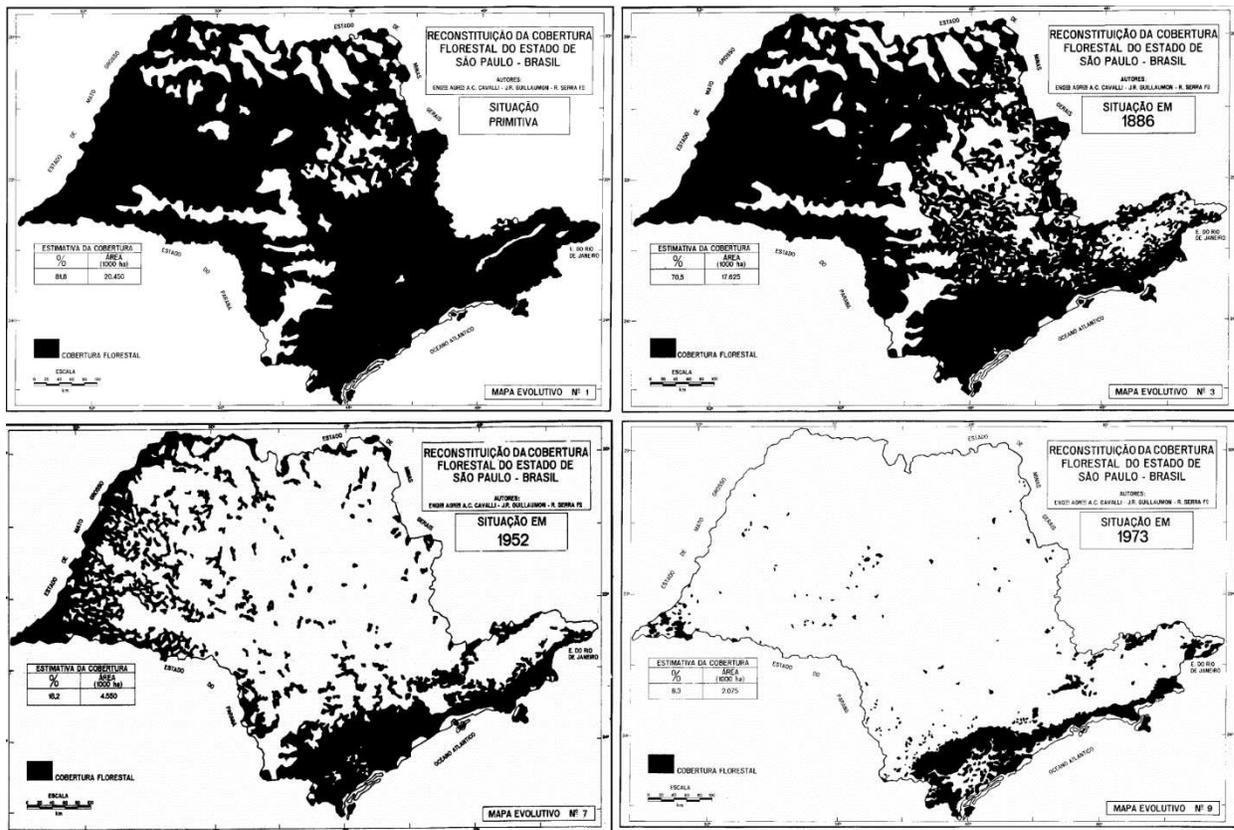
Fonte: Victor *et al* (2005)

A Mata Atlântica é considerada o bioma brasileiro mais ameaçado, principalmente devido ao fator da fragmentação e de diversas fontes de ameaça a seus remanescentes. Devido a essas particularidades, é definida como um dos 5 *hotspots*¹⁴ prioritários para conservação da biodiversidade em escala mundial. Há certo debate acerca do total restante da área natural, sendo que estimativas variam entre 8% e 11,7%. Deste total, cerca de 83,4% dos fragmentos tem uma área menor que 50 hectares, 9% estão sob proteção integral em Unidades de Conservação. Em

¹⁴ Hotspot é uma região biogeográfica que é simultaneamente uma reserva de biodiversidade, além de estar ameaçado de destruição.

São Paulo há a presença do maior remanescente do bioma, correspondendo em cerca de 7% da área total, localizado ao longo da Serra do Mar. Na Figura 20 e 21, Victor *et al* (2005) demonstram uma estimativa da involução da cobertura florestal no estado de São Paulo entre 1500 e 1973.

Figura 21 – Evolução da cobertura florestal em São Paulo.



Fonte: Adaptado de Victor *et al* (2005); Ideia gráfica extraída de Farinaci (2013)

A Mata Atlântica conta com uma legislação específica para lidar com suas particularidades e ameaças. Em 1993, há a promulgação do decreto de lei 750/1993, o qual definiu, até 2006, os domínios da Mata Atlântica e proibiu a supressão da vegetação nas áreas florestais classificadas como ou em médio e avançado estágio de regeneração. Após 14 anos de

debates entre ONGs, ambientalistas e produtores rurais, há a promulgação da Lei da Mata Atlântica (Lei Federal). Seu objetivo é de garantir a conservação dos remanescentes e determinar critérios para seu uso e proteção. Além disso, há o estabelecimento de regras e restrições de acordo com o tipo de remanescentes, considerando os estágios da vegetação e regeneração.

No entanto, alguns autores argumentam que houve certo retrocesso. De acordo com Varjabedian (2010), esta lei removeu a proteção do bioma e expandiu os riscos. A preocupação do autor está relacionada a permissão de corte e remoção da vegetação em estágios intermediários. Argumenta que tal medida não reconhece seu valor, importância e função ecológica para um desenvolvimento ecológico balanceado da vegetação. Afirma ainda que, com a permissão de diferentes possibilidades na exploração dos produtos da floresta (madeira, lenha, etc) vai muito além do que era permitido anteriormente. Além disso, com a possibilidade de autorização das agências de controle ambiental as possibilidades de supressão de determinados fragmentos em estágios avançados de regeneração pode ameaça-los (VARJABEDIAN, 2010).

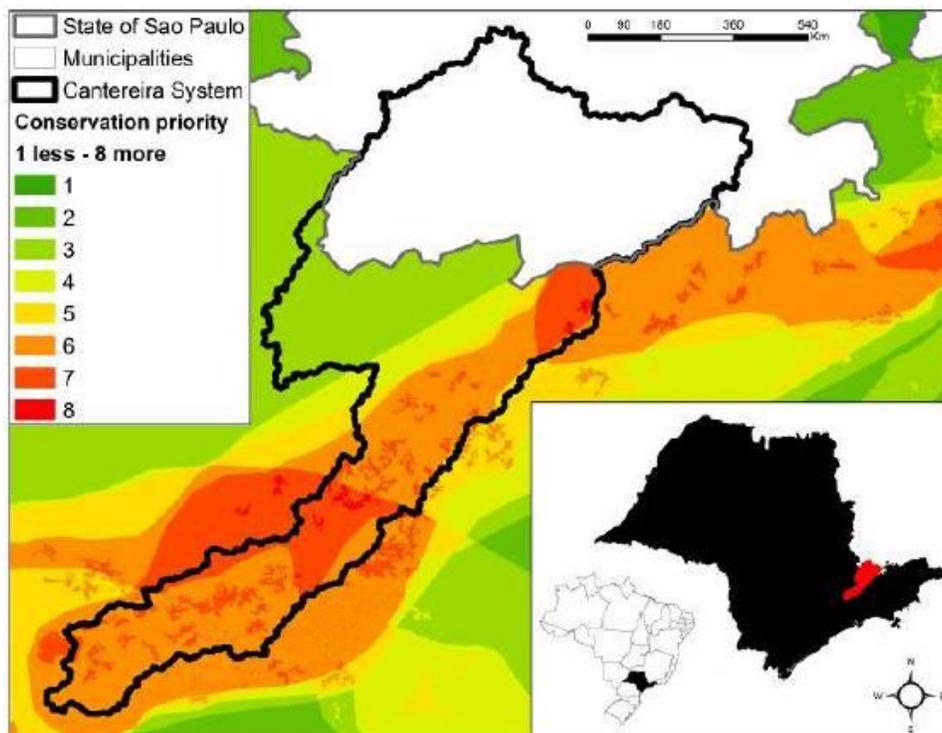
Devido a este histórico de degradação e extensa fragmentação dos remanescentes, surgiram iniciativas que objetivam a articulação em prol de uma restauração da Mata Atlântica. O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica é uma delas e surgiu com este intuito, tendo com a missão de alinhar os interesses de instituições públicas e privadas. A meta de restauração defendida pela iniciativa é de 15 milhões de hectares até 2050, seguindo um mapeamento de áreas prioritárias e adequação legal das atividades agropecuárias nos 17 estados que compõe o bioma.

Papel fundamental neste objetivo vem sendo desempenhado pela comunidade científica, principalmente através do Programa Biota-Fapesp. Criado em 1999, este instituto virtual da biodiversidade, integra diversos cientistas e múltiplas instituições e departamentos científicos. Foi criado com o objetivo de descobrir, mapear e analisar as origens, diversidade e distribuição da flora e fauna do estado de São Paulo. Seu impacto na formação de conhecimento sobre a região tem sido enorme e também na influência sobre políticas públicas. Uma destas iniciativas, em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente, resultou na produção do livro

“Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo”. Neste livro, Metzger & Rodrigues (2008), elencam ações indicadas para incremento da conectividade dos fragmentos, bem como as regiões indicadas para inventário biológico.

Na Figura 22, temos um destes mapas demonstrativos das áreas prioritárias para a conservação e restauração da biodiversidade na região de estudo deste trabalho. Destacamos que, com uma alta presença de fragmentos de remanescentes, a região se configura como uma das mais importantes áreas para a conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo (Figura 23).

Figura 22- Áreas prioritárias para a conservação e restauração florestal no Sistema Cantareira



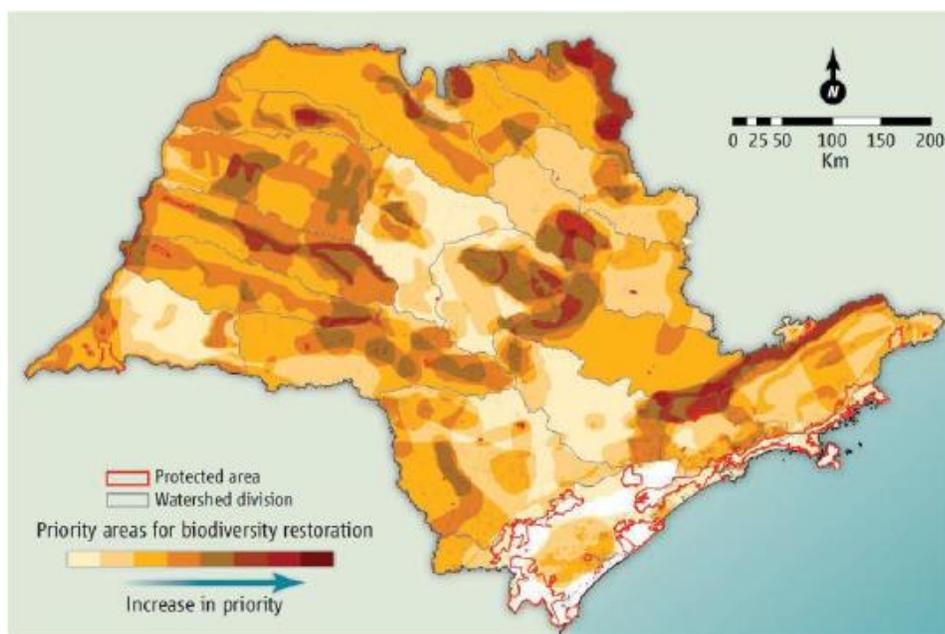
Fonte: Metzger & Rodrigues (2008); Romeiro *et al* (2012).

A recomendação geral para o Estado de São Paulo é de que pelo menos se proteja o pouco que restou dos fragmentos remanescentes. Além disso, recomendam a interligação através

da restauração da mata ciliar, através dos instrumentos já previstos em lei. A região do corredor Cantareira-Mantiqueira é uma região delicada e que recebeu neste estudo a indicação de alta prioridade para o aumento da conexão entre os fragmentos. Isso envolveria a restauração em áreas privadas e devido a esta particularidade que o PSA pode ser um instrumento poderoso no auxílio a estas metas. O ideal seria o estímulo ao reflorestamento através da criação destes corredores de conectividade entre os fragmentos, levando em consideração critérios de ecologia de paisagem. Tal objetivo demanda uma seleção prioritária das áreas a serem restauradas de acordo com suas particularidades. Para Metzger (2001) a grande contribuição da ecologia de paisagens reside no fato de que:

“ao lidar com a paisagem como um todo, considerando as interações espaciais entre unidades culturais e naturais, incluindo assim o homem no seu sistema de análise, a ecologia de paisagens adota uma perspectiva correta para propor soluções aos problemas ambientais.” (Metzger, 2001:7)

Figura 23 Áreas prioritárias para a restauração no Estado de São Paulo



Fonte: Metzger & Rodrigues (2008);

4.2. O Comitê de Bacias dos Rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ)

O Comitê de Bacias Hidrográficas do PCJ (CBH-PCJ) foi criado em novembro de 1993 e é o órgão colegiado responsável pelas decisões sobre a gestão das bacias hidrográficas. É composto por representantes dos poderes públicos municipais, estadual e federal, usuários da água (empresários, cidadãos, etc) e organizações civis (universidades, ONGs, associações, etc). Sua criação foi posterior ao estabelecimento do Consórcio Intermunicipal das Bacias do PCJ, fundado em 1989 como uma associação de direito sem fins lucrativos (composta principalmente por municípios) tendo como objetivo a recuperação dos mananciais. A criação do CBH-PCJ foi fruto do “amadurecimento do consórcio e inspirados pelos modelos internacionais contemplados na Lei 7663/91” (Valor água, 49). O Comitê de Bacia é constituído por diversas câmaras técnicas, responsáveis pela discussão e encaminhamento de temas específicos, sendo atualmente 12 câmaras.

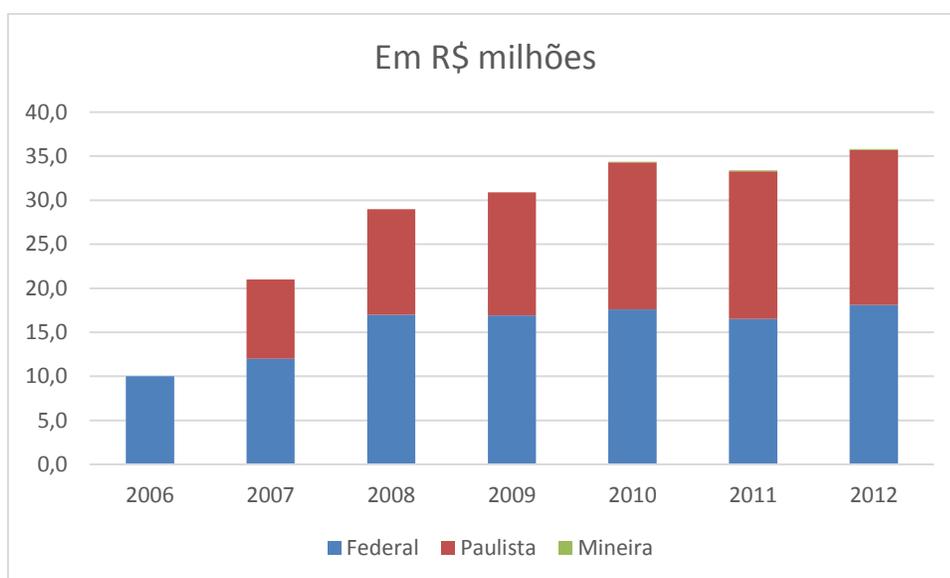
O PCJ foi o comitê pioneiro na valoração e cobrança pelo uso da água. A cobrança iniciou-se nos rios de domínio da União em 2006. Os rios de domínio do Estado de São Paulo começaram a efetuar a cobrança em 2007 e os de Minas Gerais em 2010. Sendo assim, o CBH-PCJ possui três fontes de receita: cobrança federal, cobrança estadual paulista e cobrança estadual mineira. Desde o início da cobrança, os valores praticados são os mesmos (demonstrados na Tabela 17).

Tabela 17 - Valores dos PUBs vigentes de 2006 a 2012

Tipos de Uso	Valores (R\$)	Unidades
Captação de Água Bruta Superficial	0,01	m ³
Consumo de Água Bruta	0,02	m ³
Captação de Água Bruta Subterrânea	0,0115	m ³
Lançamento de Carga Orgânica (DBO 5,20)	0,10	kg
Transposição de Bacia	0,0150	m ³

Com estes valores, a receita oriunda da cobrança que o Comitê PCJ logrou saiu de um nível de cerca de R\$ 10 milhões, em 2006, para mais de R\$ 35 milhões, em 2012 (Figura 24). O pagamento pela transposição das águas do Sistema Cantareira ao Comitê PCJ é uma das principais fontes de receita para as ações nas bacias. Na cobrança federal, em 2012, 56% do valor total arrecado vinham deste repasse, enquanto que na cobrança paulista, o montante correspondeu a 19%.

Figura 24 – Evolução da arrecadação no PCJ

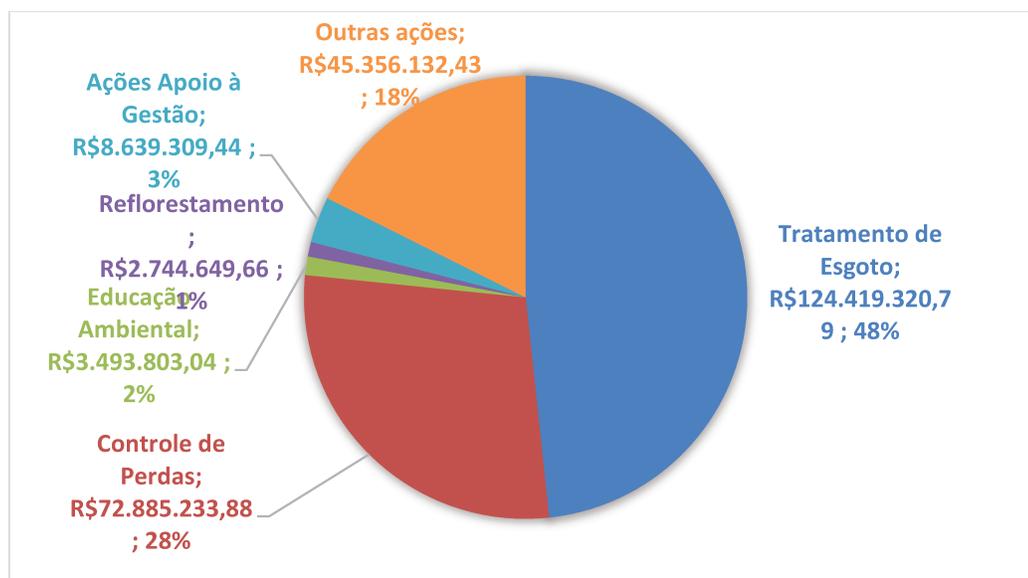


Ao analisar a sistemática da cobrança pelo valor da água, podemos notar que o preço da água não reflete o seu real valor. Segundo Garcia (2012), o preço da água cobrado pelos comitês de bacia não é uma métrica que reflete inteiramente os custos envolvidos com a manutenção de um ecossistema saudável, e considera que a prática da gestão hidrográfica brasileira deveria incluir outros custos incorridos na prestação do serviço de provisão de água de qualidade:

“a prática brasileira na definição dos PUB’s tem adotado como critério apenas os impactos na planilha de custos dos usuários, critério que não reflete a importância da água para o bem-estar humano e, muito menos, estimulará o uso racional da água” (Garcia, 2012:221)

No PCJ, as ações de investimento são definidas pelo Plano de Bacias e são passíveis de prioridade na alocação dos recursos. Isso resulta na concentração de recursos em duas grandes áreas: tratamento de esgoto e controle de perdas. Como podemos ver na Figura 25, estas duas grandes áreas consumiram quase 76% de todo o montante já arrecadado no comitê. Cabe ressaltar o investimento mínimo feito em atividades de reflorestamento (1% de toda a receita).

Figura 25 - Distribuição dos gastos em ações do PCJ

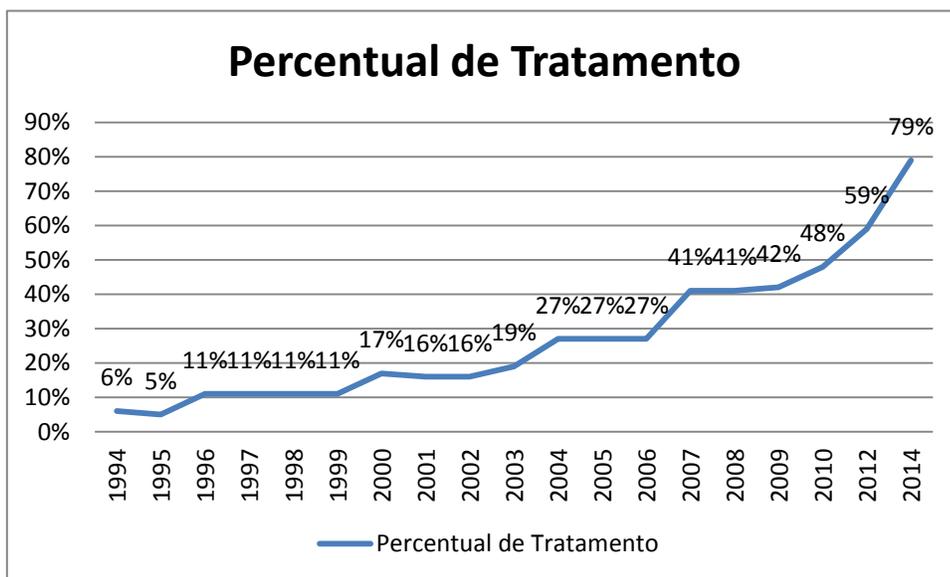


Fonte: Comitê PCJ (2012)

Este cenário de concentração tende a persistir até que os níveis de tratamento de esgoto dos rios do PCJ atinjam um percentual mais elevado. Na Figura 26 está demonstrada o percentual de tratamento do esgoto ao longo do tempo. A estimativa é que até 2016, 79% do esgoto seja coletado e tratado. Como estas atividades são altamente demandantes de recursos,

temos uma prioridade menor nas atividades de reflorestamento e um claro descompasso entre as cidades de cabeceira de bacia e as cidades mais à jusante.

Figura 26 - Evolução do percentual de tratamento de esgoto no PCJ



Fonte: PCJ (2013)

Os maiores municípios, como Campinas, Piracicaba, Jundiaí, Americana, Limeira e Rio Claro são os que obtiveram maiores recursos. A justificativa é que devido ao tamanho das obras necessárias e a população atendida, as somas de investimento são diretamente proporcionais. No entanto, quando visto sob a ótica do valor per capita, os dados demonstram que os menores municípios são os que obtêm os melhores índices (PCJ, 2012)

O comitê contratou estudo sobre a atualização do valor da cobrança da água. A constatação é de que com a diminuição da carga total de DBO, caso seja feito o tratamento de efluentes de acordo com a legislação paulista, o valor de arrecadação do comitê tende a diminuir cerca de 75%. A atualização dos valores estabelece como meta que a cobrança represente 17,5% dos investimentos necessários para a execução do Plano das Bacias PCJ 2010-2020. Tal

incremento será feito por etapas, com aumento gradativo para os anos de 2014, 2015 e 2016 (conforme Tabela 18).

Tabela 18- Valores atualizados para PUBs - 2013 a 2016

Parâmetros	Unidade	Valor do PUB (R\$)			
		2013	2014	2015	2016
Captação Superficial	m ³	0,010	0,0108	0,0118	0,0127
Captação Subterrânea	m ³	0,0115	0,0125	0,0135	0,0146
Consumo	m ³	0,020	0,0217	0,0235	0,0255
Lançamento	kg/DBO _{5,20}	0,100	0,1084	0,1175	0,1274
Transposição	m ³	0,015	0,0163	0,0176	0,0191

Fonte: Comitês PCJ (2013)

A importância dos reservatórios do Sistema Cantareira para as Bacias do PCJ é total, visto que os mesmos são importantes formadores do Rio Piracicaba. A transposição é publicamente assumida como fato gerador principal do conflito pelo uso da água e constante déficit hídrico das bacias do PCJ. Disto resultou a pressão do comitê perante o governo do estado e agências reguladoras para a construção de novos reservatórios para a captação de água para a cidade de São Paulo¹⁵.

“a região do PCJ, escolhida para assegurar a desconcentração populacional e industrial de São Paulo, foi prejudicada em seu próprio desenvolvimento, uma vez que parte de sua água passou a ser exportada para a Grande São Paulo” (John & Marcondes, 2010:43)

¹⁵ Serão construídas duas novas represas, em Amparo e Pedreira, que ampliarão a reserva de água nas bacias PCJ em mais 7m³/s. Além disso, ANA e DAAE irão incluir mais uma represa no Sistema Cantareira, a barragem de Paiva Castro, localizada em Franco da Rocha. Com esta adição, o Sistema contará com mais 2m³/s de vazão, perfazendo 38m³/s.

O instrumento de outorga é a autorização do Poder público para a captação de grande volume de água. Tal autorização é expedida pelas agências governamentais estaduais relacionadas à água e à agência nacional de águas, em caso de rios em domínio da União.

Conforme já visto anteriormente no capítulo 2, as ligações entre cobertura florestal e serviços ecossistêmicos não são simples de mensurar. No entanto, o trabalho efetuado por Reis (2004), representado na tabela 19, buscou relacionar os custos de tratamento de água (incluindo aí os gastos com produtos químicos) com o percentual de cobertura florestal na bacia de captação. As estações que possuem os menores custos de tratamento da água são justamente as que possuem origem em áreas com maior cobertura florestal: Rio Cotia, Analândia/Afluente do Rio Corumbataí e Sistema Cantareira. Por outro lado, as áreas com maior custo de tratamento são as que possuem menor índice de cobertura florestal: Rio Piracicaba e Rio Atibaia.

Tabela 19 - Custos de tratamento da água em diferentes gradientes de cobertura florestal

Município/ Manancial	Vazão Tratada (m³/s)	População abastecida (hab)	Custo Esp. Produtos Químicos ETA¹⁶	Custo Esp. Energia Elétrica ETA	Custo ESP. Produtos + Energia Elétrica	Custo Esp. Energia Elétrica Captação	Custo Esp. Eta + Captação	% Cobertura Florestal da Bacia
Analândia / Afluente Rio Corumbataí	0,015	3.480	18,3	0	18,3	50	68,3	17,7
Rio Claro / Rio Corumbataí	0,43	104.715 (60% pop.)	47,47	33,1	80,57	79,1	159,67	12,3
Piracicaba / Rio Corumbataí	1,045	330.000	62,62	28,94	91,56	101,3	192,86	12,3
Piracicaba / Rio Piracicaba	0,267		92,61	11,17	103,78	6,01	109,79	4,3
Campinas / Rio Atibaia	3,273	911.800 (95% pop.)	81,89	6,81	88,7	60,33	149,02	8,2
RMSP / Sistema Cantareira	32	9.000.000	7,2	0,97	8,17	36	44,2	27,2
Cotia e outros / Rio Cotia (Alto Cotia)	1,2	450.000	19,22	29,03	48,25	0,07	48,33	92

¹⁶ Custos demonstrados em reais/1000m³

Fonte: Reis (2004)

Isso justificaria por si só o investimento em ações de reflorestamento das áreas ripárias, visto que possivelmente seus custos seriam compensados por uma economia no processo de tratamento de água. Tal economia é possível devido a menor perda do solo, que por sua vez diminuiria a turbidez da água, levando a uma utilização menor de produtos para o tratamento da água para consumo oriunda de mananciais de abastecimento público. No capítulo 5, apresentaremos outro estudo que comprova tal afirmativa.

O caso Catskill como exemplo

A bacia de Catskill/Delaware é responsável por 90% da oferta de água potável para a cidade de nova York. A maior parte das fontes de água para consumo humano requer a construção de uma usina de filtragem, bem como a adição de cloro antes que esta água seja distribuída a população.

Em 1997, o comitê de bacias de Nova York assinou um memorando de ajuste negociado com a população local, o governo municipal e estadual de NY, grupos ambientais e a EPA. Neste acordo, delimitou-se uma série de medidas e planos para a melhoria da qualidade da água proveniente de Catskill/Delaware. Em linhas gerais, comparou-se o custo de construção de um complexo de filtragem da água vis-à-vis o custo de adquirir áreas prioritárias para a produção de água na bacia. Na tabela 20, temos resumidas as principais ações tomadas à época e os valores comprometidos.

Tabela 20 – Principais medidas para a gestão da bacias Catskill-Delaware

Medida	Componentes da proposta	Fundos comprometidos
Aquisição de Terras	Comprar terras prioritárias para a manutenção da qualidade da água.	US\$ 250 milhões para a bacia West-of-Hudson (extensíveis para \$ 300 milhões) US\$ 13 milhões da cidade de NY e \$ 7.5 milhões do estado para a bacia East-of-Hudson
Regulação e regras da bacia	Nova legislação para complementar a legislação federal e estadual relativos a proteção da água para NY, relacionada às seguintes atividades: <ul style="list-style-type: none"> • Plantas de tratamento de água • Sistemas de tratamento de lençóis freáticos • Controle de águas pluviais • Resíduos e substâncias perigosas • Produtos do petróleo • Descarte de resíduos sólidos • Práticas agrícolas • Fertilizantes e pesticidas 	
Proteção da bacia e programa de parcerias	Prevê a cooperação e planejamento de toda a bacia hidrográfica. Estabelece a Proteção de Mananciais e Conselho de Parceria e a Catskill Watershed Corporation. Os programas incluem: <ul style="list-style-type: none"> * Nova Infra-estrutura de tratamento de esgoto * Planejamento do desenvolvimento econômico regional * Programas de prevenção da poluição de águas pluviais * Reabilitação e substituição sistema de fossa séptica e * Programas de estabilização dos córregos * Atividades de educação pública e de extensão * Programa de Agricultura de Bacias Hidrográficas * Programa Florestal de Bacias Hidrográficas 	US\$240 milhões para programas no West-of-Hudson; US\$70 milhões para programas no East-of-Hudson. US\$60 milhões para a criação do Fundo Catskill para o futuro, um banco para desenvolvimento econômico de projetos no West-of-Hudson US\$35 milhões para o Programa de Agricultura de Bacia hidrográfica

4.3. Programas de PSA na região

Atualmente no bioma Mata Atlântica há cerca de 40 iniciativas relacionadas a pagamentos pelos serviços ambientais da água, sendo que tais projetos correspondem a uma área aproximada de 40.000 hectares. De acordo com Guedes & Seehunsen (2011), as iniciativas geralmente dependem de mais de uma organização para sua execução, e grande parte de seus recursos vem do orçamento público. O desenho e implementação de políticas utilizando o PSA no Brasil tem sido feito primordialmente de quatro maneiras: 1) Prefeituras municipais e respectivas companhias de saneamento básico; 2) Comitês de Bacia; 3) Iniciativas voluntárias (principalmente de ONGs); 4) Grandes companhias de abastecimento e usuários de água.

Há alguma percepção de que os instrumentos tradicionais de política (comando e controle) tem sido de certa forma eficazes para evitar o desmatamento na região, dado o caráter da pressão ambiental diferente de outras regiões, como a Amazônia. No entanto, não há evidências na sua eficácia quanto ao estímulo à recuperação e reflorestamento, apesar da obrigatoriedade legal. Os impactos das florestas e práticas conservacionistas na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos é utilizado como justificativa de todos os projetos de PSA na região. Há relativo consenso na literatura acerca da ligação entre uso da terra e qualidade da água, sendo que a produção de sedimentos em áreas devastadas é claramente maior. No tocante à quantidade de água, já há poucas evidências dessa relação, já que são muitas variáveis que afetam a disponibilidade hídrica e alterações humanas que, como o reflorestamento, pode afetar a quantidade de água no local. (Porras *et al*, 2008)

Na Região do Sistema Cantareira existe em curso três programas de PSA, executados em três níveis diferentes de governo: pelo município, pelo comitê de bacia e pelo governo do estado (em parceria com prefeituras). Na seção a seguir, será feita uma descrição com os dados disponíveis. Apenas um programa (Conservador de Águas) possui uma estrutura consolidada e é considerado referência em PSA no Brasil, enquanto o “Produtor de Água” é um piloto envolvendo distintas organizações e o “Mina D’água” ainda está em fase de implementação. Ao

analisarmos o desenho destes programas, busca-se descobrir como se deu a articulação dos atores-chave e a partir da comparação entre eles, tentar traçar conclusões acerca dos diferentes modelos de PSA na Região.

Para a execução desta pesquisa foram entrevistados os seguintes gestores e responsáveis pelas políticas em curso: i) Helena von Glen Carrascosa, coordenadora da CBRN da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo; e ii) Paulo Henrique Pereira, gestor ambiental do Departamento de Serviços urbanos e Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Extrema (MG). Além disso, o trabalho contou com visitas de campo a produtores rurais participantes dos programas nos municípios de Extrema e Joanópolis, conjuntamente com técnicos responsáveis pela execução das atividades da ONG *The Nature Conservancy* (TNC). As visitas tiveram caráter de observação quanto à realidade dos projetos e com conversas informais seguindo roteiro semiestruturado.

Tabela 21- Iniciativas de PSA na região do Sistema Cantareira

Programa	Comprador	Local	Início	Modalidade	Contratos	Pagamento
Programa Mina D'água	Governo de São Paulo (Estadual)	Piracaia (SP)	2010	Proteção de nascente	-	Variável por nascente de acordo com critérios de valorização
Produtor de Água PCJ	Comitê de Bacia do PCJ (Regional)	Joanópolis (SP) e Nazaré Paulista (SP)	2006	Restauração e Conservação	17 (612ha)	Variável por área de acordo com critérios de valorização
Conservador das Águas	Prefeitura Municipal de Extrema (Municipal)	Extrema (MG)	2006	Restauração	100 (2850 há)	Fixo por área da propriedade toda

Fonte: Elaboração própria

4.4. Produtor de Água PCJ

O projeto “Difusão e experimentação de um sistema de Pagamentos por Serviços Ambientais para restauração da ‘saúde ecossistêmica’ de microbacias hidrográficas dos mananciais da sub-bacia do Cantareira” é uma experiência piloto de Pagamentos por Serviços Ambientais realizada nas micro-bacias dos ribeirões do Moinho e Cancan, localizadas nos municípios de Nazaré Paulista e Joanópolis em São Paulo. Compreende uma área potencial de 1278 hectares, as quais foram escolhidas pelo Comitê de Bacias do PCJ para implantação de projetos demonstrativos em um componente do Projeto de Recuperação de Matas Ciliares, da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. O projeto segue as diretrizes e conceitos do “Programa de Incentivo ao Produtor de Água”, desenvolvido pela Agência Nacional de Águas (ANA), com adequações, e remunera os proprietários rurais que adotarem as práticas recomendadas pelos técnicos responsáveis pelo projeto.

A possibilidade de investir recursos da cobrança pelo uso da água em iniciativas de PSA foi inserida no Plano da bacia Hidrográfica PCJ pela Deliberação Conjunta 051/2006 dos Comitês da Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Com base nesta Deliberação foi elaborado o projeto piloto, que foi submetido e aprovado pela Câmara Técnica de Uso e Conservação de Água no Meio Rural e pelos Comitês. A ONG “The Nature Conservancy” (TNC) foi indicada como tomadora dos recursos provenientes da cobrança federal pelo uso da água na Bacia do PCJ (Lei Estadual 7.633/91). A base legal para a cobrança pelo uso da água vem da Lei Federal 9.433/97, que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Para este projeto, formou-se uma Unidade Gestora do Projeto (UGP), composta pelas seguintes instituições: TNC, ANA, PRMC – SMA, CATI – SAA e Prefeitura de Extrema.

Tabela 22 : Atores principais e seus papéis no “Produtor de Água PCJ”

Atores	Papel	Escala	Tipo
Secretaria Meio Ambiente	Apoio material, técnico e financeiro	Estadual	Público
Agência Nacional de Águas	Apoio material e técnico	Nacional	Público
The Nature Conservancy	Ator executivo	Internacional	ONG
Secretaria de Agricultura (CATI)	Apoio técnico e material	Estadual	Público
Comitê PCJ	Suporte financeiro	Regional	Público
WWF	Apoio material e técnico	Internacional	ONG

Em deliberação recente (Deliberação dos Comitês PCJ nº 143/12, 30/03/2012), considerando que o trabalho de campo de acompanhamento dos membros dos Comitês identificou a existência de bacias hidrográficas com proprietários rurais com perfil semelhantes aqueles do projeto inicial, foi aprovada a ampliação da área de abrangência do projeto com a adição das áreas da bacia da Cachoeira dos Pretos, em Joanópolis, e do Cuiabá, em Nazaré Paulista.

O objetivo do projeto é aplicar o modelo provedor-recebedor, incentivando os proprietários rurais que contribuem com a proteção e recuperação dos mananciais através de pagamentos financeiros. Trata-se de um programa voluntário de restauração do potencial hídrico e do controle da poluição difusa no meio rural. As intervenções objetivam a conservação dos recursos hídricos através de ações de conservação de solo, cercamento de fragmentos florestais e restauração florestal. A seleção de participantes se dá através de editais públicos que preveem o encaminhamento de propostas às Casas de Agricultura das cidades de Nazaré Paulista e Joanópolis. O programa disponibiliza técnicos para a elaboração dos projetos e assistência técnica que atenda aos objetivos do programa. São elegíveis aqueles proprietários que possuem propriedade rural localizada nas microbacias do Cancan ou Moinho, respectivamente em Joanópolis e Nazaré Paulista. As microbacias foram escolhidas segundo critérios desenvolvidos pelo Comitê de Bacias para a implantação de projetos demonstrativos do Projeto de Recuperação

de Matas Ciliares. Além disso, é exigida a apresentação de documento que comprove a posse do imóvel, bem como a área total do imóvel.

Todas as propostas são avaliadas pela UGP. Tal análise pauta-se na disposição do proprietário rural em adotar as práticas recomendadas pelos técnicos do projeto. Trata-se de um programa voluntário, com limite máximo de trinta propostas passíveis de serem contratadas por trimestre. Os critérios que podem ser usados para desqualificação dos proponentes são: projetos que não apresentarem um mínimo de 15% da APP (APP conservada somada a área a restaurar) e projetos que não apresentarem um mínimo de 25% de redução do percentual de abatimento da erosão.

Tabela 23 – Valores contratados pelo “Produtor de Água”

Modalidade	Contratos assinados	
	Área (hectares)	Valor PSA
Restauração Ecológica da APP	44,86	R\$ 7.794,00
Conservação de floresta	117,1	R\$ 33.882,18
Conservação de solo	35,7	R\$ 16.821,69
Total	197,66	R\$ 58.497,87

Para cada modalidade há a definição dos critérios de valoração dos serviços ambientais. Para o pagamento por serviços ambientais decorrentes de “Conservação do Solo”, o valor de referência é calculado através do “Percentual de Abatimento de Erosão”, o qual é obtido pelos técnicos do projeto, multiplicado pela área da propriedade proposta. Os valores de referência estão descritos na tabela abaixo em R\$/ha/ano.

Tabela 24 – Valor de referência em função do nível de abatimento de erosão

Índice	Nível de Abatimento de Erosão e Respectivos Valores		
	25-50%	51,75%	>75%
Percentual de Abatimento de Erosão			
Valor de Referência Projetos novos	25,00	50,00	75,00
Valor de Referência Projetos existentes	8,00	17,00	25,00

O PSA para “Restauração Ecológica em APP” considera o estágio em que a restauração se encontra, de acordo com a qualidade da manutenção das ações implantadas para promover a restauração. Os valores de referência estão descritos na tabela abaixo em R\$/ha/ano.

Tabela 25 – Valor de referência em função do nível da floresta

Índice	Nível de Avaliação a condução das florestas plantadas	
	Restauração medianamente cuidada	Restauração bem cuidada
Valor de Referência	83,00	125,00

Para a modalidade decorrente de conservação de fragmentos florestais, o valor a ser pago por floresta existente aumenta de acordo com o percentual das APPs existentes e/ou a recuperar, além da qualidade das florestas existentes. Os valores de referência estão descritos na tabela abaixo em R\$/ha/ano.

Tabela 26 – Valor de referência em função do percentual de APP

	Percentual de APPs ripárias a serem restauradas		
	15 a 30%	31 a 60%	> 60%
Cumprimento			
V.R. Floresta em estágio sucessional Avançado/Médio	42,00	83,00	125,00
V.R. Florestas em estágio sucessional Inicial	25,00	50,00	75,00

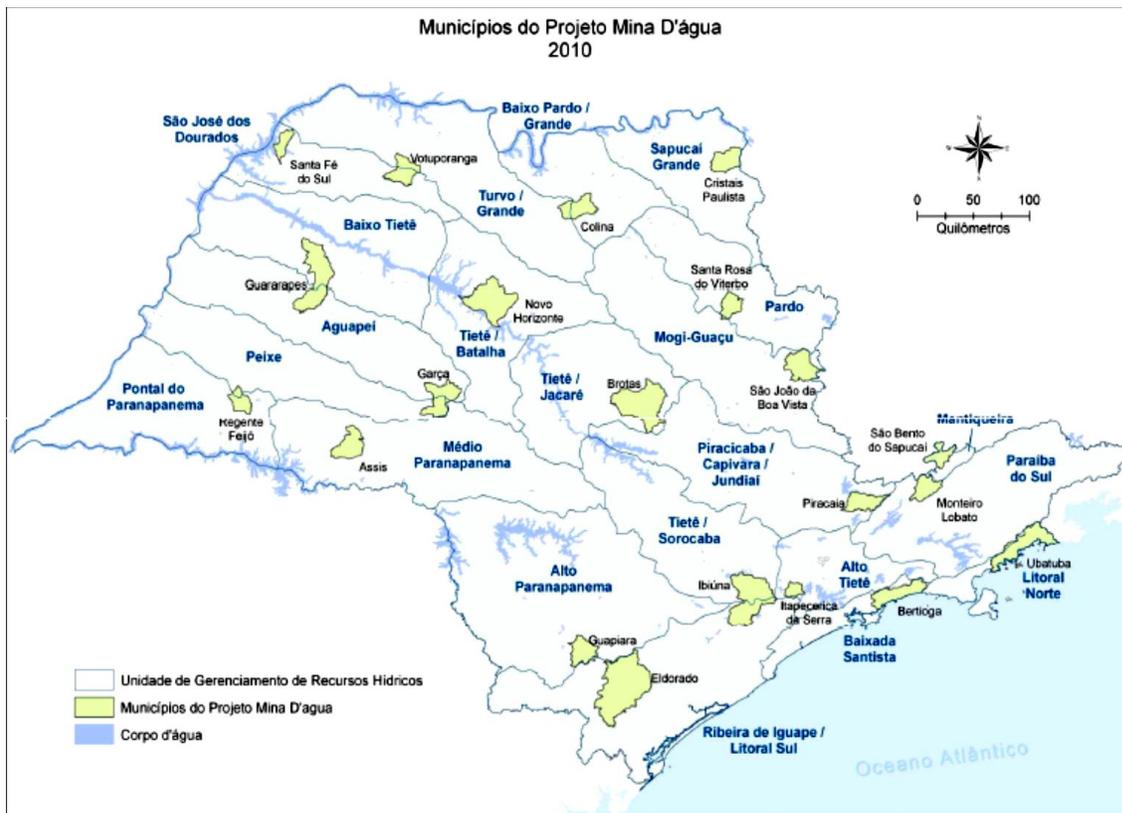
O Edital fixou limites mínimos e máximos que cada produtor rural pode requisitar, de acordo com cada categoria de serviço ambiental. Para a modalidade Conservação do Solo e Restauração Ecológica o mínimo é R\$ 250 e R\$ 20.000,00 o máximo. Já para a Conservação de Remanescentes Florestais existentes, o valor mínimo é de R\$ 250,00 e o máximo de R\$ 35.000,00.

4.5. Programa Mina D'água

O Projeto Mina D'água foi lançado através de Resolução da Secretaria do Meio Ambiente nº 61, de 24 de junho de 2010. O projeto é executado sob a responsabilidade da Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Hídricos (CBRN). A fase inicial do projeto, iniciada em 2010, vem sendo utilizada para a aferição de metodologias e estratégias de implementação. Nesta fase foram escolhidos 21 municípios paulistas, um para cada Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI). A estimativa era de efetuar a remuneração de até 150 nascentes por município. O objetivo principal do projeto é o de melhorar e conservar a proteção de nascentes em mananciais de abastecimento público.

Atualmente 11 das 21 prefeituras parceiras do Projeto assinaram contrato com o FECOP (agente financeiro). Destas, sete já lançaram edital para participação dos produtores, chegando ao número de 200 produtores interessados na participação.

Figura 27- Municípios do Projeto Mina D'água



A implementação do projeto se dá através de parcerias com as Prefeituras Municipais, as quais devem obedecer aos requisitos para a assinatura de convênio com a Secretaria do Meio Ambiente. O município deve possuir uma lei municipal que autorize o Poder Público a realizar pagamentos sob a forma de Pagamento por Serviços Ambientais. A Secretaria do Meio Ambiente, elaborou, como sugestão, duas alternativas de minuta que podem ser utilizadas como base para os municípios. Além disso, os municípios devem contar com a existência de um Conselho Municipal de Meio Ambiente, o qual deve contar com a participação da sociedade. Por último, é necessária a existência de profissionais necessários à realização das atividades de monitoramento e assistência técnica das ações que estarão previstas no contrato. É de

responsabilidade da SMA, dentre outras, o fornecimento de apoio técnico e capacitação às Prefeituras para o planejamento, monitoramento e adequação ambiental das propriedades.

Os municípios que desenvolvem atividades no âmbito do Projeto “Município VerdeAzul” e “Pacto das Águas” tiveram prioridade para participação. O primeiro é uma iniciativa que visa descentralizar a política ambiental através de uma série de diretivas ambientais. O segundo é um programa de apoio ao Consenso das Águas de Istambul, visando diversas ações para a revitalização de bacias e projetos relacionados aos recursos hídricos.

Os participantes são selecionados pelas Prefeituras Municipais dentre os produtores rurais das áreas prioritárias. Conforme definido na Resolução SMA, terão prioridade os agricultores familiares (assim definidos em concordância com a Lei Federal nº 11.326, de 24 de julho de 2006). Além disso, a participação é limitada a quatro nascentes por produtor. As definições dos critérios de priorização de nascentes e das nascentes (quando houver mais inscritos do que a meta) ficam a cargo do município. Os contratos deverão ser firmados por um prazo mínimo de 2 anos e com duração máxima de 5 anos. As obrigações dos provedores de serviço (contratados) e das prefeituras (contratantes) são estipuladas no contrato celebrado entre as partes.

Até o momento, onze prefeituras fizeram requisição de recursos do FECOP e estão em fase de seleção de participantes. No entanto, até 2012, nenhum contrato tinha sido celebrado entre as prefeituras e os proprietários, o que não havia gerado ainda nenhum pagamento. O programa conta com R\$ 3,15 milhões disponíveis inicialmente, sendo possível custear o contrato para a proteção de 3.150 nascentes, sendo 150 por cidade participante (com um limite máximo 4 nascentes por produtor rural contratado).

Os serviços ambientais são valorados de forma diferenciada e seguem a fórmula descrita no Anexo II da Resolução 123, reproduzida abaixo.

- Valor do Pagamento = Valor de Referência¹⁷ x (Fator de proteção da Nascente + Fator de Importância da nascente)

As definições dos valores seguem a seguinte metodologia:

1. Fator de proteção da Nascente: Considera as condições da vegetação, variando em uma escala de 1 a 4 (exceto 3), e tendo peso de 40%.
 - a. Nascente protegida com vegetação em estágio inicial de regeneração: 1
 - b. Nascente protegida com vegetação em estágio médio de regeneração ou plantio de mudas: 2
 - c. Nascente protegida com vegetação estágio avançado: 4
2. Fator de Importância da nascente, variando entre 1,5 a 6. Representa 60% do peso.
 - a. Sub-fator Uso
 - i. Abastecimento de Comunidade isolada: 0,5
 - ii. Abastecimento da sede do Município: 1
 - iii. Abastecimento Regional: 2
 - b. Sub-fator Vazão. Baseado na observação da vazão na microbacia
 - i. Pequena: 0,5
 - ii. Média: 0,5
 - iii. Grande: 2
 - c. Sub-fator Localização
 - i. Jusante da captação: 0,5
 - ii. Montante da captação (influência indireta): 1
 - iii. Montante da captação (influência direta)

A fonte de financiamento é oriunda do Fundo Estadual de Controle da Poluição (FECOP). O Fundo foi regulamentado através da Lei 11.160, em 2002, e visa apoiar e incentivar a execução de projetos de preservação e melhoria das condições ambientais no estado. As receitas constituintes do FECOP podem, entre outros, ser oriundas do orçamento do Estado, transferência entre entes, doações, consórcios e recursos de cooperação internacional. A receita provisionada para a fase atual do projeto é de R\$ 3.231.000,00 (três milhões e duzentos e trinta e um mil reais). Cada prefeitura deverá eleger as áreas prioritárias para aplicação dos recursos, respeitando as

¹⁷ O Valor de Referência (VRef) possui uma relação com o custo de oportunidade.

diretrizes legais e técnicas. O FECOP possui critérios próprios de aplicação de recursos, explicados anteriormente.

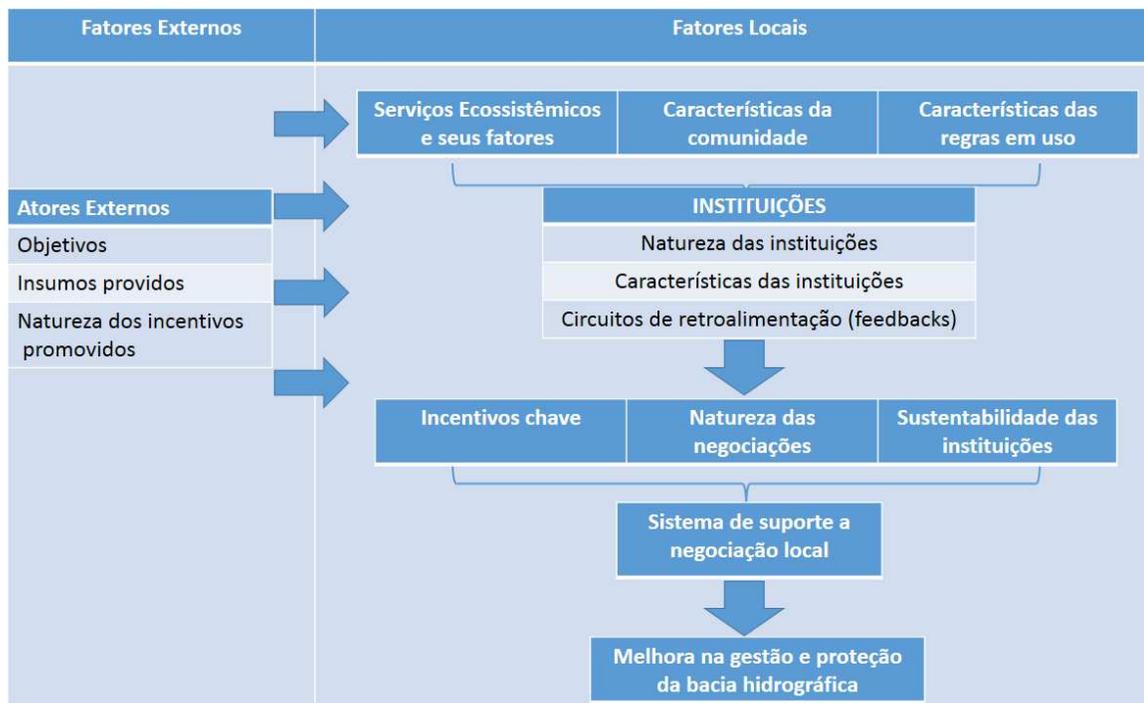
As Prefeituras podem viabilizar outras fontes de recursos para ampliar o valor pago aos provedores e/ou para apoiar a execução das ações de restauração e proteção. Algumas das prefeituras parceiras estão trabalhando com esta perspectiva. Através da Lei nº 14350/2011, há a inclusão nas fontes de financiamento do FECOP (Inciso X do artigo 2º) de doações de pagadores de serviços ambientais, efetuadas com a finalidade específica de remunerar serviços ambientais no âmbito de projetos desenvolvidos pelo Poder Público.

4.6. Conservador de Águas

O município de Extrema, Minas Gerais possui 28.564 habitantes, cobrindo uma área de 24.370 hectares, e está localizado na fronteira entre São Paulo e Minas Gerais. De 1990 a 2010, seguindo a tendência da maioria das cidades brasileiras (como demonstrado anteriormente) a sua população rural caiu, enquanto a urbana aumentou. Esse fenômeno, além das variáveis explicativas tradicionais, também pode ser atribuído, pelas modificações na matriz econômica da cidade. A economia municipal era tradicionalmente composta pelo setor agrícola, especificamente de leite e gado. Desde 2000, Extrema tem atraído empresas através de incentivos fiscais. A sua proximidade com São Paulo e a proximidade de outros centros significava que muitas indústrias foram instaladas desde então. O resultado é que as receitas fiscais cresceram, transformando-a em um centro dinâmico do sul de Minas Gerais. O orçamento municipal foi de R\$ 19 milhões em 2002 para R\$ 110 milhões em 2012. Este montante pode ser comparado com orçamentos de cidades de maior porte, sendo um dos maiores das cidades do Sistema Cantareira. Tal crescimento econômico é um dos fatores que deram condições para surgimento do primeiro programa municipal de PSA no Brasil, em grande parte financiada pelo orçamento municipal.

Devido a seu caráter pioneiro, e tomado como exemplo para outras cidades brasileiros, iremos analisar o projeto de "Conservador de Águas", baseado no *framework* apresentado por Corbera *et al* (2009), com destaque para três dimensões. A primeira dimensão, Desenho Institucional, buscando saber por que o PES tem sido proposta como um instrumento de política e de que forma os atores envolvidos moldaram a concepção do programa. A segunda dimensão, Desempenho Institucional, apresenta os resultados para os objetivos estabelecidos. Além disso, mostra como isso é feito para monitorar a prestação de serviços ecossistêmicos, e possíveis efeitos colaterais a nível local. Por último, analisaremos o que Young (2002) denomina interação institucional (*institutional interplay*) referindo-se a como um conjunto de instituições afetam umas às outras, onde possivelmente influenciar em seus resultados. Além disso, importantes contribuições para esta análise foram extraídas de Tiware & Amezaga (2009), os quais analisaram casos semelhantes de negociação em bacias hidrográficas na Índia. Sua análise, como pode ser visto na Figura 28, busca entender a dinâmica e influencia dos fatores externos nos fatores locais, bem como a modificação das instituições visando à melhora na gestão e proteção da bacia hidrográfica.

Figura 28 - Representação do modelo institucional utilizado na análise



Fonte: Adaptado de Tiware & Amezaga (2009)

Desenho institucional

A origem do "Conservador de Águas" teve sua primeira etapa em iniciativas para estimular o cumprimento da legislação ambiental, a fim de preservar a qualidade da água em Extrema. Esta iniciativa foi implementada com o apoio do Ministério do Meio Ambiente, no âmbito da "Política Nacional do Meio Ambiente" (PNMA). De 1996 a 1998, o projeto contou com o reflorestamento de matas ciliares e propagação de práticas de conservação do solo, além do início do monitoramento da quantidade e qualidade da água. Mais tarde, em 2001, a cidade desenvolveu um diagnóstico ambiental que poderia servir como base para as futuras políticas ambientais, que consistiram em georreferenciamento e levantamentos biofísicos e

socioeconômicos. Algumas ações foram realizadas para buscar a conformidade ambiental nas propriedades rurais de forma não voluntária, o que levou ao questionamento da eficácia de práticas de comando e controle.

Ainda objetivando o cumprimento da legislação ambiental, mas de uma forma mais harmoniosa com os proprietários de terra, Extrema foi o município pioneiro a utilizar o quadro do programa "Produtor de Água", da ANA, e promulgar um projeto utilizando Pagamento por Serviços Ambientais para os proprietários de terra. No entanto, há restrições sobre pagamentos e transferências de fundos entre instituições públicas (municípios) à agentes privados. A maneira de contornar tal obstáculo foi através da criação de uma lei específica que autoriza o governo a fazer tal transferência. Em 2005, temos a primeira lei municipal promulgada no Brasil que regulamenta PSA, autorizando a transferência através da execução de contratos estabelecidos com os agricultores.

A seleção dos participantes é restrita a sub-bacia escolhido para o projeto, e é atualmente realizada em duas, das sete existentes no município. As bacias hidrográficas prioritárias foram eleitas pelo nível de cobertura florestal, onde as primeiras bacias são aqueles que têm o menor percentual de floresta. A propriedade deve ter mais uma área maior que dois hectares, e se dedicar à agricultura com finalidade econômica. Após a assinatura do contrato, há o desenvolvimento de um projeto técnico com as metas e ações. Os técnicos municipais têm a responsabilidade de fazer todas as ações de intervenção, de modo que o proprietário deve liberar seu pleno acesso à propriedade.

Com os pagamentos provenientes do orçamento municipal, em 2009, foi constituído um fundo municipal para os recursos financeiros como forma de evitar que os pagamentos não sejam afetados por mudanças. A articulação com os proprietários de terra se deu através da associação de moradores, que foram estimulados a se organizar em diversas reuniões para esclarecimentos, dando seu parecer favorável à aplicação do projeto em 2005. A coesão social foi estimulado pelo município, tentando fazer com que o processo de implementação do projeto fosse mais coeso e menos trabalhoso. No entanto, alguns proprietários demonstraram algum

ceticismo sobre a eficácia do mesmo. Em geral, há uma falta ou um conhecimento superficial dos requisitos legais aplicáveis às atividades agropecuárias e percentuais de exigências ambientais.

O caráter das políticas desenhadas de cima para baixo pode resultar em potenciais divergências e insatisfações sobre a permanência no programa. Estudos realizados por Gavaldao (2008) e Zanella (2011) demonstraram algo neste sentido. Embora o pagamento é considerado razoável, os participantes do programa de Extrema têm mais dúvida sobre sua permanência em relação a outros programas de PSA (Zanella, 2011).

A Prefeitura Municipal, por meio da Secretaria de Meio Ambiente, atua como executor e figura central no desenvolvimento da política, buscando parcerias técnicas e monitoramento de reflorestamento. Tais parcerias gravitam em torno do ator central, apoiando e atuando de forma solidária, mas de forma secundária. O arranjo institucional foi concebido a fim de deixar as decisões para agente principal, sendo responsável pelas ações cruciais. Esta é uma demanda de projetos que envolvem parcerias público-privadas e instituições com diferentes níveis de governação. As instituições públicas são muitas vezes forçados a abandonar projetos devido à inviabilidade ou por razões políticas. A viabilidade e longevidade do programa pode ser creditada em grande parte pela estabilidade política¹⁸ e recursos financeiros abundantes. Com o núcleo do instrumento sob a tutela do agente principal, dá flexibilidade para buscar parcerias com outras organizações para atividades auxiliares ou ocasionalmente.

¹⁸ Há certa estabilidade no poder executivo, sendo que o atual prefeito está há mais de 12 anos no poder, mantendo suas secretarias, com a do Meio Ambiente. O atual secretário está desde 1998 na Prefeitura.

Tabela 27 - Principais atores e suas funções no "Conservador das Águas"

Atores	Papel	Escala	Tipo
Instituto Estadual de Florestas - MG	Apoio técnico, material e financeiro	Estadual	Público
Agência Nacional de Águas	Apoio técnico e material	Nacional	Público
The Nature Conservancy	Apoio técnico e material	Internacional	NGO
SOS Mata Atlântica	Apoio técnico e material	Nacional	NGO
Comitês PCJ	Apoio financeiro	Regional	Público
Empresas privadas	Apoio material e financeiro	Local	Privado
Universidades	Apoio privado	Regional	Público

Desempenho institucional

A primeira bacia selecionada dentro do município (Posses) tem cerca de 1.200 hectares, distribuídos ao longo de pouco mais de 120 propriedades. Destes, 76 haviam assinado contratos, e 18 não assinaram contratos, mas tiveram algum tipo de intervenção. A segunda sub-bacia escolhida (Salto de Cima), possui 4.169 hectares, distribuídos em 204 propriedades. Destes, as ações estão sendo realizadas em 32, que representam cerca de 38,31% da área total da sub-bacia.

Os pagamentos são feitos mensalmente, em doze parcelas iguais, somente após o relatório de conformidade comprovativo da aprovação das metas. O valor de referência utilizado é igual a 100 UFEX (Unidade Fiscal de Extrema). Este valor é supostamente equivalente ao custo de oportunidade da criação de gado, a atividade agrícola predominante na região. No entanto, Extrema não apenas paga pela área imobilizada. Ao considerar toda a propriedade como ecossistema produtor de serviços o programa paga mais (em valores absolutos) do que os outros programas na região. Como exemplo, se uma propriedade tem 20 hectares, sendo apenas 2 hectares de floresta, o agricultor iria receber R\$ 4.000 por ano (com base em 100 UFEX = R \$

200). Ou seja, recebe pela propriedade inteira, enquanto que receberia apenas R\$ 400 se fosse pago apenas pelas florestas ou área de recuperação.

Hoje em dia, o orçamento do programa para pagamento direto é de cerca de R\$ 1,5 milhões por ano. A estrutura ambiental tem um orçamento de aproximadamente R\$ 4,2 milhões por ano, o que inclui outros programas ambientais. A estimativa é que os custos de transação para o "Conservador de Águas" girem em torno de 30-40% dos valores pagos aos agricultores.

A implementação das atividades de restauração, monitoramento requer capital humano especializado. No início a dificuldade de treinamento técnico e retenção de pessoal foi um fator de dificuldade na implementação. Hoje em dia Extrema tem sua própria equipe de cerca de 30 funcionários, o que é considerável, dado o tamanho do município e da especificidade do trabalho.

Tabela 28 – Total de contratos efetuados pelo “Conservador de Águas”.

Ano	Contratos	Área (hectares)	Valores (R\$)
2007	21	459	16.165
2008	14	301	106.858
2009	26	725	226.101
2010	15	867	340.529
2011	24	498	420.161
Total	100	2850	1.109.814

Fonte: Prefeitura de Extrema

Através de parcerias foi possível promover o desenvolvimento de vários estudos, onde universidades e institutos de pesquisa encontram espaço desenvolver suas pesquisas em Extrema, tais como o desenvolvimento de metodologias de reflorestamento (Rodrigues, 2012). A ANA já instalou sete estações de qualidade e quantidade na área do projeto de monitoramento, a fim de monitorar os resultados do projeto. Além disso, centenas de quilômetros de áreas foram

cercadas, para impedir a invasão de agentes externos e contribuir para a conservação de bacias hidrográficas e remanescentes florestais.

A população da região é caracterizada por um baixo nível de escolaridade e idade avançada (61 anos em média), com renda mensal de até R\$ 3.000. Eles estão geralmente distribuídos em pequenas propriedades (2-80 hectares), com receita de renda principalmente ligada ao gado leiteiro. Vale lembrar que os proprietários geralmente possuem mais de uma atividade econômica, como estratégia de reprodução social, onde a maioria tem mais de um tipo de renda. O reflexo do contínuo processo de êxodo rural é uma constante falta de mão de obra qualificada, a preços acessíveis e a baixa adesão a mecanismos financeiros. Segundo Gavaldão (2008), os participantes originais não perceberam o projeto como uma ferramenta de ajuda, mas como um tipo de imposição, sendo que cerca de metade dos entrevistados afirmaram participar de forma não voluntária.

As parcerias com empresas privadas buscam criar incentivos mais atraentes para os participantes, com destaque para as ações relacionadas ao saneamento rural, através da instalação de fossas sépticas por empresas privadas. Outra maneira de criar um incentivo para permanecer no programa é mediante o pagamento de um valor mais elevado (10%) no preço do leite para os agricultores participantes¹⁹. O vínculo de atividade rural tradicional com novas formas de gestão preconizado pelo projeto visa atuar não apenas pelo estímulo econômico diretamente, mas indiretamente, através da gama de benefícios.

¹⁹ Este adicional é pago pela empresa de Laticínios Serra Dourada. Em troca, pode utilizar o selo do programa em seus produtos, demonstrando o uso como indicador de adequação ambiental de seus fornecedores.

Interação institucional

O projeto tem sido bem sucedido em seus objetivos de restauração e conservação florestal. No entanto, as motivações que levam os proprietários a entrar no programa muitas vezes não seguem os mesmos objetivos. Mesmo assim, a política tem sido importante para mudar a percepção de algumas instituições formais e informais. Historicamente, o código florestal não tem sido percebido como uma instituição formal presente e entendida. Com esta recente revisão ficou clara a falta de conhecimento sobre os requisitos legais que regem as atividades agropecuárias. O histórico desconhecimento, a falta de apoio e informação, em conjunto com a baixa eficácia da legislação, tornou o código florestal algo quase inexistente na vida dos pequenos proprietários de terra. A partir do momento que as discussões foram levadas para a arena central, os proprietários de terras foram sendo cobrada pela aplicação da lei imediatamente.

Os direitos de propriedade sobre o uso da terra são parte integrante de uma instituição formal, representada pelo título de terra. Esta instituição determina a possibilidade de acesso a recursos e autonomia sobre ele. A exigência de liberar o acesso a propriedade, e permitir a execução de todas as intervenções requeridas, para os técnicos do departamento ambiental de Extrema é uma mudança considerável nesta instituição. A mudança na forma como os proprietários gerenciam o uso da terra e a imposição de restrição de certos usos (gado em morros com declive acentuado ou em áreas ribeirinhas, por exemplo) é uma das características mais agudas de instrumentos como PSA.

Em relação a possíveis arranjos institucionais para lidar com recursos de uso comum, devido à disponibilidade hídrica abundante na região, não foi possível identificar conflitos sérios de uso ou acesso entre os agricultores. Isso também não levou à criação de arranjos coletivos para o seu acesso, mas culminou em decisões de uso da terra individuais. O projeto ajudou até certo ponto com o estabelecimento, ou a retomada, de coesão social através da associação de moradores da bacia Posses. Além disso, frequentemente é citado como um exemplo pelos políticos e ganhou alto nível de visibilidade (incluindo um relato especial no programa rural de

maior audiência na televisão brasileira²⁰). Há evidências suficientes de que o projeto foi pioneiro para a promoção e desenvolvimento de outras iniciativas no Brasil, sendo um dos responsáveis pela difusão de iniciativas semelhantes.

Discussão

Como demonstrado com esta comparação, os projetos são diferentes na sua concepção, arranjo institucional e público-alvo. Cada projeto funciona em uma escala e nível institucional diferente (municipal, regional ou estadual). As instituições diferem dos instrumentos de políticas de várias maneiras, não pretendendo ser apenas um conjunto de ações, mas também como influência e enquadramento comportamental (Primmer *et al*, 2011). As políticas de PSA, mesmo que indiretamente, alteram algumas instituições formais e informais. No caso das políticas de Sistema Cantareira, tendo Extrema como exemplo, nosso estudo identificou como instituição mais amplamente modificada o conhecimento tradicional sobre o manejo da terra e os direitos de propriedade sobre a terra pelos agricultores. As técnicas de cultivo praticadas até hoje seguem um padrão definido de acordo com o conhecimento tácito e adquirido ao longo das gerações, com baixa densidade tecnológica. A introdução de práticas de recompensa para a conservação do solo e as medidas agroambientais visam alterar esta percepção e disseminar novos conhecimentos para melhorar ou manter o fornecimento de serviços ecossistêmicos. Os direitos de propriedade sobre a terra, como uma instituição formal, são geralmente o alvo predominante pelas políticas. Desta forma, os serviços ambientais são produtos de um determinado uso da terra, de modo que o PSA consiste em pagar aos proprietários para cumprir

²⁰ Programa Globo Rural exibido em 17 de março de 2013 pela TV Globo. O mesmo pode ser assistido no link <http://g1.globo.com/natureza/noticia/2013/03/projeto-em-extrema-mg-reconhece-e-paga-por-servicos-ambientais.html>. Acesso em 14 de janeiro de 2014.

certas práticas desejadas, estabelecidos pelos formuladores da política. Este vínculo é possível com acordos que alterem e restrinjam certos tipos de uso da terra, que por sua vez exige que os direitos de propriedade sejam bem definidos.

A iniciativa de Extrema, do ponto de vista de desenho institucional, aparece como a evolução das diferentes políticas ambientais feitas pelo município, aliado a vários fatores que levaram à introdução do PSA. Analisando o sucesso do programa, deve-se ter em conta o quadro político-institucional que o município está inserido. Apesar da semelhança com outras cidades da região, o processo de industrialização em Extrema, e consequente êxodo rural, juntamente com a estabilidade política e o aumento das receitas do governo, têm sido um dos grandes promotores da iniciativa. Além disso, a proximidade dos políticos com empresas da região tem se mostrado extremamente importante para os resultados do programa. A centralidade do governo, assumindo o papel de liderança na condução do programa e buscando apoiadores externos adicionais, difere da forma que outros programas da região foram concebidos.

O estudo do IPE (2012) mostra que a maior parte dos proprietários pesquisados na Região do Sistema Cantareira conhece, ou pelo menos já ouviu falar, sobre as iniciativas de PSA, especialmente o "Conservador das Águas". No entanto, a baixa participação dos técnicos municipais em comunidades rurais demonstra a desconfiança da população em relação às políticas de PSA. Isto é devido ao histórico das políticas implementadas na região por agentes externos que não foram levadas adiante. Os agricultores demonstram além de dúvidas quanto as iniciativas, um desconhecimento das exigências legais.

A necessidade de reflorestamento no Sistema Cantareira e a particularidade da região indica que as organizações e as formas tradicionais de ação não foram suficientes para criar uma boa governança ambiental local. A atuação de diversas entidades e organizações no mesmo espaço físico tende a gerar políticas que se sobrepõem. Assim, existe a necessidade de iniciativas de integração. A boa governança deve agir de uma forma que se beneficie de complementaridade entre o nível municipal, regional (com as políticas dos comitês de bacia) e do Estado.

Em escala regional, a iniciativa de “Produtor de Água - PCJ”, com a definição de uma Unidade Gestora do Projeto permitiu a incorporação de aprendizagem por diferentes atores. Na base da tentativa e erro, tem desenvolvido uma política específica para a região onde as regras e articulação institucional tem sido revistos frequentemente. No entanto, este formato tem mostrado várias dificuldades, principalmente devido à heterogeneidade dos atores e questões operacionais.

O programa estadual "Mina D' água" foi projetado em direção oposta de iniciativas no Brasil, por não ter estabelecido uma organização exclusivamente dedicada à gestão do PSA no estado, mas por meio de parcerias com os municípios. A vantagem deste projeto é a capacidade de fazer projetos mais específicos no nível local, embora seja uma política estadual. No entanto, ao optar pela descentralização das ações não há como ganhar economias de escala. O quadro legal estabelecido pelo Estado de São Paulo, no âmbito da PEMC, é limitado a ações que promovam o sequestro de carbono, sendo adicionado posteriormente o elemento de proteção da água e conservação da biodiversidade. Este projeto deve ser analisado pelo quadro legal que deu origem a este, dando experiência para novas políticas de PSA liderados pelo estado. Exemplo disso é que já está em fase final de elaboração uma política de PSA para Reservas Privadas de Patrimônio Natural (RPPN).

A extrapolação de iniciativas dirigidas por governos locais são dificultados por várias dificuldades, tais como: 1) falta de financiamento: apesar de apoiar iniciativas como o programa para a ANA , não há viabilidade financeira para a maioria dos municípios adotarem o modelo de Extrema; 2) falta de estrutura administrativa: muitos dos municípios não possuem sequer planos de gestão ambiental ou conselhos de meio ambiente, sem contar a falta de mão-de-obra adequada (seja em um departamento de meio ambiente ou não); 3) falta de regulamentação legal: a insegurança jurídica no nível federal, pode ser um inibidor de iniciativas, enquanto que dentro do quadro estadual (no caso de São Paulo) são mínimas as possibilidades de criação de um programa para os municípios além dos programas já institucionalizados ; 5) dificuldades em iniciar um projeto dentro do comitê da bacia hidrográfica, arena mais fértil para tal, por parte dos municípios. Assim, as possibilidades de ganhar escala na utilização do instrumento de PSA não são muito promissores quanto ao aparecimento de novas iniciativas na região. Ademais, as

condições políticas e econômicas específicas observadas na cidade de Extrema não são observadas em qualquer outro município da região.

* * *

Notas conclusivas

Neste capítulo buscamos apresentar os desafios da manutenção e provisão dos serviços ecossistêmicos na região do corredor Cantareira-Mantiqueira. A região é um exemplo típico das dificuldades enfrentadas pelo bioma Mata Atlântica para a conservação e restauração de seus fragmentos.

Dentre as iniciativas de PSA da região demos grande ênfase no programa “Conservador de Águas”, do município de Extrema, que é considerado o caso mais emblemático de políticas desta magnitude no Brasil. A partir da análise institucional do mesmo, buscou-se apresentar os desafios e peculiaridades do mesmo, com vistas a subsidiar uma extrapolação do mesmo para uma escala maior. O grande desafio das iniciativas é deixar o *status* de piloto e partirem para um estágio semelhante aos vivenciados por programas mais maduros, como o da Costa Rica (apresentado no capítulo 3).

5. Elementos para uma política de PSA para o Sistema Cantareira

Após analisar as três iniciativas em curso no corredor Cantareira-Mantiqueira, esta seção tem como objetivo de agrupar e fornecer subsídios para a implementação de uma política de PSA para a região. Sendo assim, assumimos a priori que o PSA pode ser um instrumento com grande potencial para incentivar o reflorestamento das áreas prioritárias para a conservação e aumentar a conectividade dos fragmentos remanescentes. Para tanto, iremos compilar alguns estudos realizados no âmbito do Projeto PolicyMix²¹ e outros dados relevantes para este objetivo. Para uma política de PSA seja efetiva é necessário inicialmente saber quais são os seus prováveis demandantes e ofertantes. No caso da demanda, fica claro que quem deveria pagar para uma água de boa qualidade é a população que recebe a água oriunda do Sistema Cantareira. O montante destes recursos deveria financiar ações de recuperação e conservação Florestal nas áreas de contribuição das represas constituintes do Sistema Cantareira. As políticas de PSA em curso na região são pagas por instituições que não são beneficiadas diretamente por estas ações. A Prefeitura de Extrema, por exemplo, financia a melhor qualidade da água para a população de São Paulo. Isso não retira o mérito ou diminui a importância das mesmas, pelo contrário, incentiva a adoção em maior escala destas iniciativas. No entanto, entendemos que os reais beneficiários dessa provisão de serviços ecossistêmicos deveriam pagar pela manutenção dos mesmos. Este é ponto em que há a ligação entre o real beneficiário (demanda) x produtores rurais (ofertantes). Somente com esta ligação é que vislumbramos a possibilidade da política ser justa e custo-efetiva. Sendo assim, inicialmente iremos apresentar a caracterização dos produtores rurais da porção paulista da região deste estudo, conduzida por Fasiaben *et al* (2013).

²¹ O projeto PolicyMix, financiado pela União Europeia, buscou avaliar o papel dos instrumentos econômicos na conservação e aumento da biodiversidade. Para tanto, foram escolhidos sete estudos de caso na União Europeia e América Latina. No Brasil, houve a execução e estudos na Amazônia e Mata Atlântica. Para maiores informações, visitar <http://policymix.nina.no>

Em seguida, precisamos saber qual seria o custo de uma política nesta escala. Para tanto, iremos utilizar de dados secundários sobre o custo de oportunidade incorrido pelos produtores rurais desta região para a conservação florestal em suas propriedades. Isso possibilitará clarificar as reais possibilidades, já levando em conta os gargalos apresentados pelos outros programas de PSA apresentados no capítulo anterior. Além disso, confrontaremos esses dados com a viabilidade econômica de uma política de PSA na região.

5.1. Tipologia dos produtores

A formulação de políticas públicas deve levar em consideração as especificidades regionais e características distintas dos agentes envolvidos. Para o caso da região em questão, um PSA deve antever quais são os potenciais envolvidos nesta transação, mais especificamente quais são os produtores rurais que estariam sendo alvo desta política. Vimos nos exemplos internacionais, notadamente na Costa Rica, a importância da seleção correta do público-alvo para a efetividade e eficácia das iniciativas de PSA.

Para tanto, iremos apresentar os dados obtidos por Fasiaben *et al* (2013) para analisar a estrutura fundiária da região. Os autores optaram por utilizar a técnica de estatística multivariada para criar uma tipologia de unidades de produção agropecuária, utilizando a base de dados do Levantamento Censitário das Unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo (LUPA), realizado em 2007/08 pelo Instituto de Economia Agrícola e da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI). Esse levantamento leva em consideração como unidade básica de análise a Unidade de Produção Agropecuária (UPA), sendo um “conceito similar ao de imóvel rural do INCRA” (Fasiaben *et al*, 2013:6).

Por ser um levantamento estadual o estudo somente tem acesso aos municípios paulistas integrantes do Corredor Cantareira-Mantiqueira, não fazendo parte, portanto, os municípios mineiros. Na área de análise foram analisadas cerca de 2400 UPAs, levando em

consideração oito fatores comuns: 1) Presença de lavouras na UPA; 2) Tamanho da UPA; 3) Tecnologia na agricultura; 4) Reflorestamento na UPA; 5) Mão de obra familiar e renda predominante da agropecuária; 6) Bovinocultura mista na UPA; 7) Bovino de corte e mão de obra temporária; 8) Mecanização na UPA.

Com base nestes fatores comuns, os autores criaram uma tipologia dos produtores rurais das cidades paulistas da região do Sistema Cantareira. Tal tipologia foi dividida em oito grupos, demonstrados na Tabela 29. Nesta tabela podemos notar que as categorias mais representativas considerando as com maiores porcentagens de renda proveniente da agricultura, em termos de quantidade, são as ligadas à bovinocultura (de leite, corte ou mista). Interessante notar que o percentual da renda proveniente da agricultura não corresponde à maioria, sugerindo que as famílias obtêm renda de atividades não-agrícolas. Isso vai de encontro às características observadas em visita de campo à cidade de Extrema e aos estudos de Gavaldão (2008). As grandes propriedades são compostas basicamente de produtores ligados à silvicultura, situação semelhantes aos municípios mineiros da região (com a presença de grandes empresas, como a Melhoramentos S/A).

Tabela 29 – Resumo da tipologia de produtores da região

Tipo predominante	Diversificada (renda não agropecuária)	Lavouras	Bovino-cultu- ra de corte	Refloresta- mento	Bovino-cultu- ra mista	Tecnologia na agricultura e bovinocultura de leite	Grandes propriedades
Quantidade de UPAs	637	94	291	279	708	323	10
Área total média (hectares)	37,45	7,18	34,84	20,88	22,22	20,89	797,97
Área de lavoura (hectares)	2,84	4,48	1,16	0,34	1,71	1,41	5,92
Área de pastagens (hectares)	21,85	0,11	25,37	1,40	13,49	14,62	421,50
Área de florestas plantadas (hectares)	2,47	0,04	2,62	12,62	2,88	1,55	238,68
Produção de lavouras (R\$)	682,61	1.076,76	279,25	82,16	411,13	338,39	1.424,38
Produção animal (R\$)	4.015,14	20,60	4.662,46	256,62	2.479,53	2.685,92	77.453,43
Produção florestal (R\$)	4.115,23	66,71	4.361,21	20.988,04	4.792,55	2.581,27	397.005,17
Produção total (R\$)	8.812,98	1.164,08	9.302,93	21.326,82	7.683,21	5.605,58	475.882,98
% da Renda proveniente da UPA	19%	19%	31%	29%	40%	42%	41%

Fonte: Fasiaben *et al* (2013)

O desenvolvimento desta tipologia demonstra ser importante para ter um cenário da realidade rural mais acurado. As políticas que não consideram seu público-alvo podem enfrentar maiores dificuldades, principalmente na aceitação e participação. Observamos por exemplo o caso da iniciativa de PSA do PCJ (descrito no capítulo anterior), que enfrenta sérias dificuldades de aceitação por parte dos principais alvos da política.

Os dados revelam também a predominância da pequena propriedade de baixa tecnificação. A paisagem da região é caracterizada principalmente por esta bovinocultura em

terreno acidentado. Como a produtividade da região é muito baixa, isso reflete em retornos financeiros baixos se comparados às atividades agropecuárias mais intensivas em tecnologia.

5.2. Custo de oportunidade

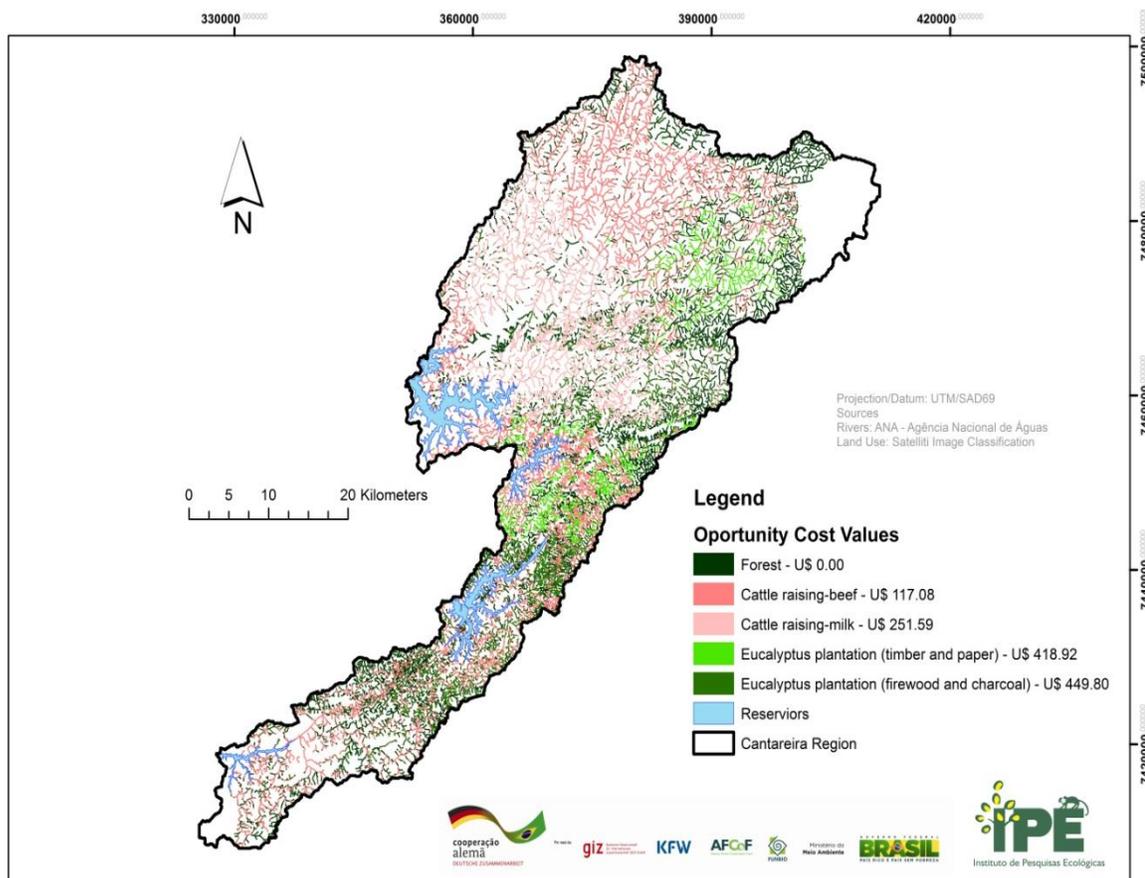
Segundo Adams *et al* (2009), o método de custo de oportunidade é adequado para mensurar os custos privados de conservação, quando o objetivo da política envolve intervenção nas áreas privadas. Como visto no capítulo 2 (Seção 2.3), o custo de oportunidade pode ser definido como a perda relativa a possibilidade de investimento em determinada ação. No caso das áreas agrícolas, estaria relacionado a impossibilidade de intervenção nas áreas imobilizadas, que poderiam servir para outras culturas, para a conservação florestal. Sarcinelli *et al* (2014), analisaram os custos incorridos pelos produtores rurais da região do Sistema Cantareira. Tal estudo é bastante refinado, uma vez que logrou especializar o custo de oportunidade, o que possibilita o manejo e planejamento para políticas de forma mais precisa. Para confirmar as estimativas, foram realizadas entrevistas semi-estruturadas com 61 produtores rurais da região. Na Tabela 30, temos o custo de oportunidade associado a cada atividade agrícola. Cabe notar, como demonstrado no capítulo 4, que a região é predominantemente composta de pequenas propriedades voltadas a bovinocultura (de leite, corte e mista) e silvicultura.

Tabela 30- Custo de oportunidade por atividade agrícola

Atividade Econômica	Rendimento bruto	Custos de produção	Renda líquida
	R\$/hectare/ano	R\$/hectare/ano	R\$/hectare/ano
Pecuária de corte	1.175,80	938,37	237,41
Pecuária de leite	1.121,99	611,76	510,22
Eucalipto para papel e madeira	2.003,38	1.153,81	849,56
Eucalipto para lenha	3.693,19	2.780,38	1.849,93

Fonte: Sarcinelli *et al* (2014)

Figura 29 – Custo de oportunidade especializado do Corredor Cantareira-Mantiqueira



Fonte: IPE (2012)

Com estes valores de custo de oportunidade por atividade econômica, podemos ter noção da dimensão do impacto do custo total de uma política de PSA para a recuperação das áreas de APP (áreas ripárias) na região. Na Tabela 31, temos os custos totais para cada uma das dimensões. Nota-se que o uso do solo florestal não possui custo de oportunidade, uma vez que já está imobilizado e não pode ser convertido para outros usos, sendo passível de crime ambiental. Sendo assim, podemos afirmar que 35,5% da área estão destinadas a bovinocultura, possuindo um custo de oportunidade total de pouco menos de R\$ 2,4 milhões cada (R\$ 4,75 mi somados).

Tabela 31- Custo de oportunidade total das áreas ripárias no Corredor Cantareira-Mantiqueira

Atividade Econômica	Área	Área	Custo de oportunidade	Custo de oportunidade total
	Hectares	%	R\$ Hectare/ano	R\$ Hectare/ano
Floresta	21.686,29	52.99	-	-
Pecuária de corte	9.792,41	23.93	237,41	2.324.894,01
Pecuária de leite	4.755,24	11.62	510,22	2.426.240,05
Eucalipto para papel e madeira	2.177,39	5.32	849,56	1.849.844,70
Eucalipto para lenha	2.515,06	6.15	1.849,93	2.294.223,65
TOTAL	40.926,39	100	-	8.895.202,40

Fonte: Sarcinelli *et al* (2014)

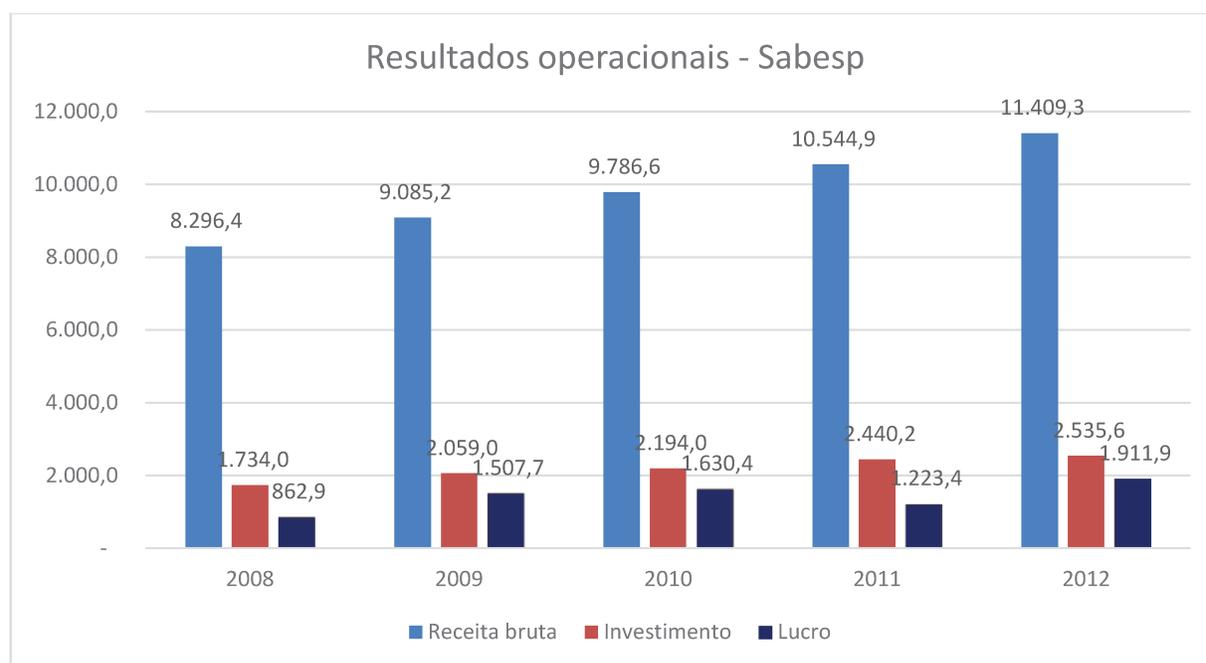
Como as atividades ligadas à silvicultura possuem um rendimento maior, é natural que isso reflita um custo de oportunidade maior. A região é um importante centro de produção de eucalipto para lenha e para a indústria de celulose. Caso a política de PSA focasse exclusivamente nestes dois grupos, teríamos que dispor anualmente de pouco menos de R\$ 4,2 milhões para o pagamento aos proprietários pelo custo de oportunidade da atividade.

Caso desejássemos uma política de recuperação florestal para todas as atividades presentes nas áreas ripárias, o dispêndio total anual seria de R\$ 8,895 milhões. Este valor se refere apenas ao montante que deveria ser pago aos proprietários rurais caso uma política de PSA englobasse as maiores atividades agrícolas da região. Com isso, haveria um acréscimo de quase o dobro das florestas existentes na região.

Conforme visto no Capítulo 3, os esquemas de PSA ligados aos serviços hidrológicos geralmente são executados pelas companhias de abastecimento público ou empresas hidrelétricas. No caso da região, salientamos que o maior demandante dos serviços ecossistêmicos relacionados à qualidade da água é a população da Região Metropolitana de São Paulo. Sendo assim, o ideal

seria que a Sabesp arcasse com os custos de execução de uma política de PSA desta magnitude. Vimos anteriormente que em geral os esquemas de PSA também contam com um intermediário, responsável pela ligação entre a oferta e demanda. Neste caso, a empresa de abastecimento público poderia provisionar este montante de seu orçamento e contabilizá-lo como investimento na bacia. O impacto de um programa deste tamanho no orçamento da Sabesp seria de menos de 0,078% anualmente, conforme resultados operacionais demonstrados na Figura 30.

Figura 30 – Resultados operacionais da Sabesp



Fonte: Sabesp (2013)

5.3. Viabilidade econômica

Para fins demonstrativos, utilizaremos o estudo desenvolvido por Cabral Junior (2011) como exemplo do potencial. O estudo demonstra a viabilidade econômica da restauração florestal ripária nas áreas de mananciais de abastecimento público associados com o serviço

ecossistêmico de qualidade da água. O autor incorpora apenas uma função possível, a turbidez da água, com a capacidade de redução da quantidade de sedimentos em suspensão. Isso reflete também em menores custos de tratamento de água. Na tabela 32 temos os valores de redução no custo do tratamento e no custo de mitigação do assoreamento em alguns cenários de recuperação das áreas de APP. Adicionalmente, o segundo e o quarto cenário inserem práticas de conservação do solo no meio rural. Apesar de o estudo ter sido feito para alguns rios específicos, chama a atenção o valor total da redução sobre o custo de oportunidade que se abre mão para a recuperação florestal (demonstrados na última coluna). Isso demonstra um grande potencial justificado para as companhias de saneamento investirem nas ações de PSA, pois não seria apenas um gasto, mas um investimento com retorno na planilha operacional da mesma.

Tabela 32 – Redução no custo de tratamento em diversos cenários

Cenário	Redução média no custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução total do custo de tratamento de água (R\$/m ³)	Redução total (R\$/ano)	Potencial de redução / custo de oportunidade
APPs 30 metros com cobertura integral nativa e sem práticas conservacionistas no meio rural	329.873,30	56.094,17	385967,48	64%
APPs 30 metros com cobertura natural integral e com práticas conservacionistas no meio rural	448.950,36	74.578,31	523528,68	87%
APPs 50 metros com cobertura integral nativa e sem práticas conservacionistas no meio rural	589.469,08	119.865,45	709334,54	100%
APPs 50 metros com cobertura integral nativa e com práticas conservacionistas no meio rural	754.448,78	144.245,37	898.694,15	150%

Fonte: Cabral Junior (2011)

Os custos expressos nos cálculos acima desconsideram efeitos positivos de outras variáveis. Além disso, não considera o custo de reflorestamento com insumos, mão de obra e monitoramento. Na literatura, encontramos alguns estudos que buscam demonstrar a viabilidade econômica destas ações no longo prazo.

Tabela 33- Custos de reflorestamento para o bioma Mata Atlântica com espécies nativas

FASES	CUSTOS R\$ / hectare
Implantação	R\$ 6.920,00
Manutenção primeiro ano	R\$ 1.123,00
Manutenção segundo ano	R\$ 789,00
Total (1666 ind./há)	R\$ 8.832,00

Fonte: Rodrigues *et al* (2009)

Obviamente, como demonstrado no capítulo 2, o código florestal brasileiro possui diversas restrições quanto a exploração de espécies nativas nas áreas de APP. No entanto, nas áreas passíveis de exploração sustentável (como a Reserva Legal), os custos de implantação tornam-se interessantes na medida em que o horizonte temporal de retorno seja alongado. Na tabela 33, temos os custos de reflorestamento realizados pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da Universidade de São Paulo. Já na tabela 34, temos a demonstração da viabilidade econômica das atividades madeireiras com um plano de manejo de 40 a 45 anos (Rodrigues *et al*, 2009).

Tabela 34- Retorno esperado com a venda da madeira nas áreas passíveis de exploração (Mata Atlântica)

	Tempo (anos)	Grupo de Madeira	Quantidade explorada (ind./ha)	Estimativa m ³ /ha	Valor total em R\$	Valor em R\$/ano
Estimativa conservadora (DAP 1,5 cm a.a.)	40-45	Madeiras Inicial, Média e Final	2.282	156,8	78.400,00	1.960,00
Estimativa não-conservadora (DAP 2,0 cm a.a.)	40-45	Madeiras Inicial, Média e Final	2.282	278,8	139.400,00	3.485,00

Fonte: Rodrigues *et al* (2009)

A demonstração destes cenários reafirma que as atividades de restauração podem sim ser atraentes do ponto de vista econômico, desde que se alongue o horizonte temporal. A compensação pelo custo de oportunidade “perdido” pelos produtores rurais deve ser temporária (para evitar situações de rentismo) e acompanhada de atividades de extensão rural para intensificação da produtividade das áreas agrícolas remanescentes.

6. Considerações finais

O uso de instrumentos econômicos para a conservação florestal é uma aproximação recente dentro da política ambiental. Os pagamentos por serviços ambientais buscam alinhar interesses coletivos com interesses privados, ao compensar proprietários rurais pelo manejo e provisão dos serviços ambientais oriundos dos fragmentos florestais e de boas práticas do solo. Como buscamos demonstrar, mais do que um instrumento de mercado, o mecanismo funciona como um reconfigurador das relações entre mercado, estado e agentes.

No estudo de caso selecionado, buscamos demonstrar a possibilidade da utilização do mecanismo como forma de incentivar a restauração florestal nas áreas de cabeceira. A região possui todos os requisitos necessários para um bom funcionamento deste mercado. No entanto, a implementação deste não depende unicamente de critérios técnicos. Somente com a pressão do comitê de bacia, sociedade civil e do DAAE será possível fazer uma política de PSA em grande escala.

A renovação da outorga do Sistema Cantareira, prevista para este ano, se mostra como uma janela de oportunidade única para a inserção destes objetivos dentro das ações previstas como investimento necessários para a concessão da mesma. Como visto, o custo das ações de pagamento aos proprietários pelo custo de oportunidade não representaria grandes montantes de recursos, que deveriam ser provisionados pela Sabesp.

Buscamos mostrar que para uma política custo-eficiente, deve ser levado em consideração os distintos atores envolvidos, bem como aliar os critérios ecológicos, econômicos e sociais. A participação dos principais atores envolvidos deve ser primordial para o sucesso de uma política rural, caso contrário a adesão ao programa tende a ser baixa.

7. Referências Bibliográficas

ALMEIDA, L. T. DE. Economia verde: a reiteração de ideias à espera de ações. *Estudos Avançados*, v. 26, n. 74, p. 93–104, 2012.

AMAZONAS, C. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica 1. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1, p. 183–212, 2009.

ANDRADE, D. C. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. *Leituras de Economia Política*, n. 14, p. 1–31, 2009.

Arsel, M, Buscher, B. Nature™ Inc.: Changes and continuities in neoliberal conservation and market-based environmental policy. *Development and Change* 43 (1), 53–78, 2012.

BANA e COSTA, C.A. et al. MACBETH. *International Journal of Information Technology & Decision Making*, 11 (2): 359-387, 2012.

BRASIL (1934). Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, que instituiu o Código de Águas. Disponível em: <www.planalto.gov.br>.

BRASIL (1965). Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>.

BRASIL (1988). Constituição Federal do Brasil de 1988. Disponível em: <www.planalto.gov.br>.

BRASIL (1997). Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em <www.planalto.gov.br>.

BRUNDTLAND, G. H. *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 1987.

BURKETT, P. *Marxism and ecological economics: toward a red and green political economy*. Boston, Ed. Brill, 2007.

CECHIN, A.; VEIGA, J. E. DA. A economia ecológica e evolucionária de Georgescu-Roegen. *Revista de Economia Política*, v. 30, n. 119, p. 438–454, 2010.

Corbera, E., K. Brown, and N. W. Adger. The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. *Development and Change* 38:587-613, 2007.

Corbera, Esteve, Carmen González Soberanis, and Katrina Brown. 2009. “Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico’s carbon forestry programme.” *Ecological Economics* 68(3):743–761.

Costanza R, d’Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill RV, Paruelo J, The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–60, 1997.

COSTANZA, R. What is ecological economics? *Ecological Economics*, v. 1, n. 1, 1989.

DALE, V. H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, v. 64, n. 2, p. 286–296, dez 2007.

DALY, H. “When smart people make dumb mistakes” *Ecological Economics*, 34: 1-3, 2000.

DALY, H. *Beyond Growth*. San Francisco: Freeman, 1997.

DALY, H. E. & FARLEY, J. *Ecological Economics: Principles and Applications*. Washington, D.C.: Island Press, 2004.

DOSI, G. Technological paradigms and technological trajectories. *Research Policy* 11, 1982.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, v. 65, n. 4, p. 663–674, maio 2008.

ENRIQUEZ, M. A. Economia dos Recursos Naturais. In: MAY, P. H. *Economia do Meio Ambiente: Teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

FARINACI, J. S. As novas matas do Estado de São Paulo: um estudo multiescalar sob a perspectiva da teoria da transição florestal. 209 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ambiente e Sociedade, Departamento de Instituto de Filosofia, Ciência e Letras, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics*, v. 20, n. 1, p. 53–70, jan 1997.

Ferraro, P.J., Kiss, A., 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science* 298, 1718–1719

Gavaldão, M. (2009). *Analyse sur un Projet de Paiements pour les Services Environnementaux: une Etude de Cas sur le « Conservateur des Eaux » à Extrema - Minas Gerais (Brésil)*. Tese de Mestrado . Geneva: Graduate Institute of International and Development Studies.

GEORGESCU-ROEGEN, N. *La décroissance: entropie, ecologie, economie*. 2.ed. Paris: Sang de la Terre, 1975.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GROOT, R. DE. Natural Capital and Ecosystem Services: The Ecological Foundation of Human Society. In: HARRISON, R. M.; HESTER, R. E. (Eds.). *Ecosystem Services*. [S.l.]: RSC Publishing, 2010. p. 105–121.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GROOT, R. DE; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, v. 69, n. 6, p. 1209–1218, abr 2010.

Grieg-Gran, M., 2000. Fiscal incentives for biodiversity conservation: the ICMS Ecologico in Brazil. Discussion Paper 00-01. International Institute for Environment and Development, London.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica. Brasília: 2011.

GUEDES, FÁTIBA BECKER; SEEHUSEN, S. E. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica. Brasília: [s.n.], 2011. p. 272

Hanley, N., Barbier, E.B., 2009. Valuing ecosystem services. Pricing Nature: Cost- benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar, London.

Hanley, Nick; Barbier, Edward B. Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy. Edwrd Elgar Publishing, 2009

Hanley, Nick; Shogren, Jason; White, Bem. Environmental Economics in theory and practice. Palgrave Macmillan, 2007.

John, L.; Marcondes, P. O valor da água: primeiros resultados da cobrança nas Bacias PCJ. Camirim Editorial, 2010.

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. Ecological Economics, v. 69, n. 6, p. 1228–1236, abr 2010.

KUZNETS, S. Economic Growth and Income Inequality. *American Economic Review* 45 (March): 1–28, 1955.

LUSTOSA, M. C. J.; CÁNEPA, E. M.; YOUNG, C. E. F. Política Ambiental. In: Economia do Meio Ambiente: teoria e prática. MAY, P. H. Editora Elsevier, 2010.

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.

MARTÍNEZ ALIER, J. O ecologismo dos pobres. Conflitos ambientais e linguagens de valoração. São Paulo: Contexto, 2007.

McAfee, K., Shapiro, E., 2010. Payment for ecosystem services in Mexico: nature, neoliberalism, social movements, and the state. *Annals of the Association of American Geographers* 100 (3), 579–599.

METZGER, J. P.; NEOTROPICA, B. O QUE É ECOLOGIA DE PAISAGENS? *Landscape Ecology*, p. 1–9, 2001.

Metzger, J.P., 2010. O Código Florestal tem base científica? *Conservação e Natureza* 8 (1), 92–99.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005.

Munda G. 1995. *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment: theory and applications in ecological economics*. Heidelberg: Physica-Verlag. Muradian & Rival, 2012

Muradian, R. *et al.* 2013. “Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions.” *Conservation Letters* 00:1–6.

Muradian, Roldan, Esteve Corbera, Unai Pascual, Nicolás Kosoy, and Peter H May. 2010. “Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services.” *Ecological Economics* 69(6):1202–1208.

NORGAARD, R. *Development betrayed. The end of progress and a coevolutionary revisioning of the future*. London: Routledge, 1994.

Nusdeo, Ana Maria de Oliveira, 2012. Pagamento por Serviços Ambientais: sustentabilidade e disciplina jurídica. Editora Atlas, São Paulo.

Ostrom, E. Doing institutional analysis: digging deeper than markets and hierarchies. In: C. Ménard, C.; Shirley, M. M. (eds.), Handbook of New Institutional Economics. Netherlands, Springer, 2005.

Ostrom, E., 1990. Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action. Cambridge University Press, New York.

PAAVOLA, J.; ADGER, W. N. Institutional ecological economics. Ecological Economics, v. 53, n. 3, p. 353–368, maio 2005.

Polanyi, Karl. (1944) The Great Transformation. Boston, Beacon Press.

Porras, I. (2010) Fair and green? Social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. IIED, London, UK.

PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M.; NEVES, N. All that glitters. [S.l: s.n.], 2008. Primmer *et al*, 2011

REIS, L.V.S. Cobertura Florestal e Custo do Tratamento de Águas em Bacias Hidrográficas de Abastecimento Público: Caso do Manancial do Município de Piracicaba. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - IPEF, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 215p. 2004.

RING, I.; SCHLAACK, C. S. Instrument Mixes for Biodiversity Policies. n. 2, 2011.

ROMEIRO, A. R. Cultural and institutional constrains on ecological learning under uncertainty. Textos para Discussão - Unicamp, 2002.

ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. Textos para Discussão - Unicamp, [S.d.].

ROMEIRO, A. R. Economia ou economia política da sustentabilidade ? Textos para Discussão - Unicamp, n. 102, 2001.

ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G. Avaliação econômica (monetária) do meio ambiente. In: Avaliação de custos e benefícios ambientais. Brasília: Escola Nacional de Administração Pública – Enap, 2010.

Santos, P., Brito, B., Maschietto, F., Osório, G., & Monzoni, M. (2012). Marco Regulatório sobre Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil (p. 76). Belém: Imazon. FGV. GVces.

SANTOS, R.; ANTUNES, P.; BAPTISTA, G.; MATEUS, P.; MADRUGA, L. Stakeholder participation in the design of environmental policy mixes. *Ecological Economics*, v. 60, n. 1, p. 100-110, nov 2006.

SARCINELLI, O. ; FASIABEN, M. C. R. ; MAIA, A. G. ; CHIODI, R. E. ; ANDRADE, D. C. ; UEZU, A. ; PUGA, B. P. ; ANGELO, J. A. . Private costs on water conservation: Study case at Cantareira-Mantiqueira Corridor Region. In: International Conference on Policy Mix in Environmental and Conservation Policies, 2014, Leipzig. Program of International Conference on Policy Mix in Environmental and Conservation Policies, 2014

SCARDUA, F. P. Governabilidade e descentralização da gestão ambiental no Brasil. [S.l.]: Universidade de Brasília, 2003.

SEROA DA MOTTA, R.; RUITENBEEK, J.; HUBER, R. Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações. Textos para Discussão - IPEA, v. 440, 1996.

Söderbaum, P. *Ecological Economics. A Political Economics Approach to Environment and Development. Earthscan*, London, 2000.

Sousa Júnior, W. C. Pagamento por serviços ecossistêmicos: mata ciliar, erosão, turbidez e qualidade de água. Relatório Técnico do Projeto de Recuperação de Matas Ciliares no 1. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2011.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos*, v. 89, p. 111-135, 2011.

TERCEIRA VIA. Resultados das análises do uso e ocupação do solo na área de abrangência do projeto "Cantareira em Rede". Joanópolis, 2012.

Tisdell, C. *Environmental Economics: policies for environmental management and sustainable development*, 1993.

UNEP. "Global Green New Deal". Environmentally-Focused Investment Historic Opportunity for 21st Century Prosperity and Job Generation. UNEP Launches Green Economy Initiative to Get the Global Markets Back to Work. Press Release, London/ Nairobi: Unep, 22.10.2008, p.1.

UNEP. *Towards a green economy: pathways to sustainable development and poverty eradication*. Nairobi: Unep, 2011.

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.

van den Bergh, J.C.J.M., Gowdy, J.M., 2000. Evolutionary theories in environmental and resource economics: approaches and applications. *Environ. Resour. Econ.* 17, 37–57.

VARJABEDIAN, Roberto. Lei da Mata Atlântica: Retrocesso ambiental. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 24, n. 68, 2010.

VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, v. 69, n. 6, p. 1245–1252, 2010.

VATN, A. Rationality, institutions and environmental policy. *Ecological Economics*, v. 55, n. 2, p. 203–217, nov 2005.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R. & SERRA FILHO, R. Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 2005.

Whately, Marussia & Pilar, Cunha. Cantareira 2006 : um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2007

Wunder, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional Paper — CIFOR, 2005.

WUNDER, S. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology*, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007.

Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834–852

Young, O.R., 2002. The Institutional Dimension of Environmental Change. Fit, Interplay, and Scale. The MIT Press, Cambridge, MA.

ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, v. 64, n. 2, p. 253–260, dez 2007.

Anexos

Municípios	Usos Antrópicos	%	Usos Urbanos	%	Vegetação Natural	%	Água	%	Outros	%	Total
Camanducaia	40.599,8	15,3	822,8	5,6	8.448,7	10,8	15,2	0,2	7,0	0,2	49.893,6
Extrema	20.025,6	7,5	618,2	4,2	3.622,6	4,6	11,3	0,1	54,2	1,9	24.331,8
Itapeva	15.355,9	5,8	408,8	2,8	1.936,6	2,5	5,4	0,1	10,4	0,4	17.717,1
Sapucaí-Mirim	5.732,7	2,2	35,7	0,2	4.587,4	5,9	-	-	-	-	10.355,7
Atibaia	32.966,5	12,4	4.091,3	28,0	10.498,2	13,5	249,0	3,1	19,8	0,7	47.824,8
Bom Jesus dos Perdões	5.624,7	2,1	481,7	3,3	4.716,7	6,0	10,3	0,1	-	-	10.833,4
Bragança Paulista	41.499,7	15,6	2.906,2	19,9	5.950,8	7,6	940,1	11,6	-	-	51.296,8
Caieiras	712,6	0,3	156,9	1,1	1.015,7	1,3	12,8	0,2	-	-	1.898,1
Franco da Rocha	177,2	0,1	5,6	0,0	373,6	0,5	101,9	1,3	-	-	658,2
Joanópolis	28.814,2	10,8	375,9	2,6	6.863,9	8,8	1.227,4	15,2	54,0	1,9	37.335,3
Mairiporã	16.324,0	6,1	2.627,7	18,0	12.746,0	16,3	378,3	4,7	-	-	32.076,0
Nazaré Paulista	20.281,7	7,6	990,0	6,8	9.126,8	11,7	1.836,2	22,7	372,2	13,1	32.606,8
Piracaia	27.347,3	10,3	807,4	5,5	5.979,6	7,7	2.049,8	25,4	2.318,4	81,4	38.502,6
Vargem	10.752,2	4,0	261,5	1,8	2.111,1	2,7	1.234,1	15,3	12,8	0,5	14.371,6
Total	266.214,1	100,0	14.589,7	100,0	77.977,7	100,0	8.071,6	100,0	2.848,8	100,0	369.702,0

Município	Usos Antrópicos	%	Usos Urbanos	%	Vegetação Natural	%	Água	%	Outros	%	Total
Camanducaia	39.381,0	15,3	902,9	4,3	9.582,9	11,5	19,8	0,2	7,0	4,7	49.893,6
Extrema	19.104,7	7,4	775,0	3,7	4.386,0	5,3	11,9	0,1	54,2	36,6	24.331,8
Itapeva	14.910,2	5,8	417,7	2,0	2.372,4	2,9	6,4	0,1	10,4	7,0	17.717,1
Sapucaí-Mirim	5.498,6	2,1	35,7	0,2	4.820,4	5,8	1,1	0,0	-	-	10.355,7
Atibaia	31.483,0	12,2	5.520,8	26,3	10.554,6	12,7	246,7	3,0	19,8	13,4	47.824,8
Bom Jesus dos Perdões	5.530,4	2,2	633,8	3,0	4.656,8	5,6	12,4	0,2	-	-	10.833,4
Bragança Paulista	38.703,0	15,0	5.251,6	25,0	6.359,2	7,6	983,0	12,1	-	-	51.296,8
Caieiras	600,0	0,2	288,9	1,4	997,3	1,2	12,0	0,1	-	-	1.898,1
Franco da Rocha	173,5	0,1	8,5	0,0	374,4	0,5	101,9	1,2	-	-	658,2
Joanópolis	27.740,9	10,8	439,2	2,1	7.877,6	9,5	1.234,0	15,1	43,6	29,5	37.335,3
Mairiporã	14.734,4	5,7	3.980,5	18,9	12.982,5	15,6	378,7	4,6	-	-	32.076,0
Nazaré Paulista	20.341,0	7,9	1.266,6	6,0	9.159,3	11,0	1.840,0	22,6	-	-	32.606,8
Piracaia	28.761,4	11,2	1.068,4	5,1	6.614,8	8,0	2.058,1	25,2	-	-	38.502,6
Vargem	10.245,3	4,0	430,6	2,0	2.436,0	2,9	1.246,7	15,3	12,8	8,7	14.371,6
Total	257.207,3	100,0	21.020,0	100,0	83.174,1	100,0	8.152,6	100,0	147,9	100,0	369.702,0