

FRANCIS LEE RIBEIRO

**VALORAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS:  
UMA ANÁLISE DO MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2002

FRANCIS LEE RIBEIRO

**VALORAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS:  
UMA ANÁLISE DO MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

APROVADA: 19 de julho de 2002.

---

Paulo Marcelo de Souza

---

Henrique Tomé da Costa Mata

---

José Maria Alves da Silva

---

José Euclides Alhadas Cavalcanti  
(Conselheiro)

---

João Eustáquio de Lima  
(Orientador)

A Francisco (*in memoriam*), Alice, Lais, Maria Alice, Carlos,  
Marcelo, Sandra, Lahis, Henrique, Thaíssa e Alexandre.

## **AGRADECIMENTO**

O processo que conduziu à elaboração desta tese foi permeado pelo apoio e colaboração de inúmeras pessoas, entre as quais agradeço especialmente aos que seguem.

Ao professor orientador João Eustáquio de Lima, pela orientação e cooperação fundamentais neste processo.

Aos professores conselheiros José Euclides Alhadass Cavalcanti e Maurinho Luiz dos Santos, grandes incentivadores.

Aos membros da banca examinadora, João Eustáquio de Lima, José Maria Alves da Silva, José Euclides Alhadass Cavalcanti, Paulo Marcelo de Souza, Henrique Tomé da Costa Mata, cujas sugestões foram implementadas nesta versão final da pesquisa.

Aos funcionários do Departamento de Economia Rural, especialmente à Graça, pelo seu brilhantismo profissional e pela amizade.

Aos colegas de turma: Adriana, Adriano, Ângelo, Fernando, Frederico, Roberto e, particularmente, à Gilca, “amiga e companheira certa nas horas, dias e meses incertos” desta jornada.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro, sem o qual a presente realização não teria sido possível.

Aos meus filhos, ao meu marido e à minha mãe, que, nos bastidores, deram conta de todos os “recados”.

## **BIOGRAFIA**

FRANCIS LEE RIBEIRO, filha de Washington Nascimento Ribeiro e Maria Alice Monteiro, nasceu em Goiânia-GO, em 4 de dezembro de 1962.

Graduada em Ciências Econômicas pela Universidade Católica de Goiás, especialista em Economia Agrária pela Universidade Federal de Goiás, Mestre em Economia Rural pela Universidade Federal de Viçosa, iniciou, em março de 1998, o Curso de Doutorado em Economia Aplicada na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa-MG, defendendo tese em 19 de julho de 2002.

## ÍNDICE

	Página
LISTA DE QUADROS .....	ix
LISTA DE FIGURAS .....	x
RESUMO .....	xi
ABSTRACT .....	xiii
1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. O problema e sua importância .....	4
2. FALHAS DE MERCADO E SUAS IMPLICAÇÕES NA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL .....	12
2.1. A economia ambiental neoclássica .....	12
2.1.1. A natureza pública do meio ambiente .....	14
2.1.2. Externalidade negativa: definição econômica de poluição .....	15
2.1.2.1. O nível ótimo de poluição .....	18
2.1.3. Possíveis soluções para as externalidades .....	23

	Página
2.1.3.1. Coase e a negociação entre vítima e poluidor .....	23
2.1.3.2. Taxa pigouviana: o paradigma eficaz da intervenção governamental .....	26
2.1.3.3. Subsídios como incentivo à redução dos níveis de poluição .....	30
2.1.3.4. Mercado de licenças de poluição .....	32
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA DO MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE .....	35
3.1. Medidas de disposição a pagar e de disposição a aceitar .....	35
3.2. Escolha entre as medidas de DAP e DAA .....	39
3.3. O problema da agregação das preferências .....	46
4. O VALOR ECONÔMICO DO MEIO AMBIENTE .....	51
4.1. Tipologia dos valores ambientais .....	52
5. O MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE .....	59
5.1. Técnicas usadas pelo método de avaliação contingente para obtenção da disposição a pagar .....	60
5.2. Objeções ao método de avaliação contingente: consistência, vieses, confiabilidade e validade .....	64
6. DISCUSSÃO DO PARADIGMA NEOCLÁSSICO .....	68
6.1. Natureza dos problemas ambientais segundo a Escola Institucionalista .....	68
6.1.1. O valor instrumental .....	71
6.1.2. Indicadores de valoração instrumental .....	72
6.2. Discussão das proposições neoclássicas para a valoração ambiental .....	72

	Página
7. MODELOS ANALÍTICOS E PROCEDIMENTOS ECONOMÉTRICOS UTILIZADOS PELO MAC .....	77
7.1. Operacionalização dos modelos: procedimentos econométricos ..	79
7.1.1. Modelo $\Delta V$ ( <i>single bounded</i> ) .....	80
7.1.2. Modelo $\Delta V$ ( <i>double bounded</i> ) .....	81
7.1.3. Modelo função de valoração .....	83
8. UMA APLICAÇÃO COMPARATIVA DOS MODELOS ANALÍTICOS PARA O MAC .....	85
8.1. Descrição dos dados .....	85
8.2. Estimação da disposição a pagar .....	88
8.2.1. Estimativa <i>single-bounded</i> modificada .....	97
9. RESUMO E CONCLUSÕES .....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	104

## LISTA DE QUADROS

		Página
1	Fontes de viés na aplicação do método de avaliação contingente	66
2	Distribuição empírica da DAP - 505 observações. Goiânia, 1998	87
3	DAP conforme intervalo de valores monetários apresentados na pesquisa. Goiânia, 1998 .....	88
4	Resultados das estimações - modelo <i>single-bounded</i> .....	93
5	Resultados das estimações - modelo <i>single-bounded</i> .....	94
6	Estimativas de disposição a pagar pela restituição e conservação da qualidade do rio Meia Ponte em Goiânia .....	97
7	Comparação entre proporções observadas e probabilidades estimadas de respostas sim, para os intervalos de valores da pesquisa .....	99

## LISTA DE FIGURAS

		Página
1	Decisão de produção da Fábrica X .....	16
2	Decisão de produção do Setor X .....	17
3	Definição econômica de poluição ótima .....	19
4	Nível ótimo de poluição .....	20
5	Determinação do nível ótimo de poluição .....	22
6	Negociação entre vítima e poluidor .....	25
7	Efeitos da taxaço sobre as curvas de Cme, CMg e oferta .....	27

## RESUMO

RIBEIRO, Francis Lee, M.S., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2002.  
**Valoração de danos ambientais: uma análise do método de avaliação contingente.** Orientador: João Eustáquio de Lima. Conselheiros: José Euclides Alhadás Cavalcanti e Maurinho Luiz dos Santos.

O enfoque de política ambiental oferecido pela Teoria Neoclássica tem por base o conceito de externalidade. Trata-se do Custo Marginal Externo, expressando, teoricamente, os danos ambientais na forma de um valor monetário. Na prática, isto é, quando a proposição de políticas ambientais concretas, via instrumentos econômicos, defronta-se com o problema de mensuração das variáveis ambientais, gerando um descompasso entre a política e as formulações teóricas que lhe sustentam. Para os neoclássicos, esse é um problema prático, de dificuldade instrumental em se encontrar os valores definidos teoricamente. Na teoria neoclássica, o conceito chave para o problema da mensuração seria a “disposição a pagar”, o qual refletiria as preferências dos indivíduos, em termos de valor, pelos bens e serviços que desejam. Como as preferências são expressas monetariamente, essa é também a medida utilizada para expressar as preferências que não possuem correspondência em preços. Assim, o valor monetário para um bem ambiental não significaria um preço, mas a disposição a pagar por ele. Não

havendo mercados específicos para os bens e serviços ambientais devido a sua natureza pública, vários economistas tem se especializado em desenvolver métodos adequados para mensuração de custos ambientais. Assim apresenta-se o Método de Avaliação Contingente considerado entre os economistas neoclássicos do meio ambiente, como o método capaz de obter valores totais associados a bens e serviços ambientais. Esta tese tem como objetivo estudar os princípios, as hipóteses gerais e as conclusões obtidas pelo Método de Avaliação Contingente para avaliar seu alcance na obtenção de valores ambientais. Um resultado geral sintetiza as conclusões desta tese: a validade do modelo estático de externalidades é restrita a problemas de danos localizados e reversíveis no tempo, situação à qual a aplicação do Método de Avaliação Contingente, comprovadamente fundamentado na teoria neoclássica, pode oferecer boas aproximações dos custos marginais de degradação, assim possibilitando a aplicação prática do princípio do poluidor pagador.

## ABSTRACT

RIBEIRO, Francis Lee, M.S., Universidade Federal de Viçosa, July 2002.  
**Valuation of environmental damages: an analysis of the contingent valuation method.** Adviser: João Eustáquio de Lima. Committee Members: José Euclides Alhadas Cavalcanti and Maurinho Luiz dos Santos.

The focus of environmental politics offered by the Neoclassical Theory is based on the externality concept. It is the External Marginal Cost, expressing, theoretically, the environmental damages like a monetary value. Actually, when the proposition of concrete environmental politics, by economical instruments, is confronted with the problem of estimation of the environmental elements, causing a disturb between the politics and the theoretical formulations that sustain it. For the neoclassicists, that is a practical problem, with an instrumental difficulty to find the theoretically defined values. In the neoclassical theory, the central concept for the problem of the estimation would be the “disposition to pay”, which would reflect the individuals' preferences, in terms of value, for the goods and services that they want. As the preferences are expressed monetarily, that is the measure also used to express the preferences that don't have correspondence in prices. So the monetary value for an environmental good would not mean a price, but the disposition to pay for its own. As there are not specific markets for the environmental goods and services because of their

public nature, several economists have specialized in developing appropriate methods for the estimation of environmental costs. This is the structure of the Contingent Valuation Method considered by the neoclassical economists of the environment, as the method capable to obtain total values associated to environmental goods and services. This thesis has as objective studying the criteria , the general hypotheses and the conclusions obtained by tthe Contigent Valuation Method to evaluate its reach in the obtaining of environmental values. A general result synthesizes the conclusions of this thesis: the validity of the static model of externalities is limited by located and reversible damages in the time, when the application of the Contingent Valuation Method, certainly based in the neoclassical theory, can offer great approaches of the marginal costs of degradation, making possible the practical application of the pollutant payer's rule.

## 1. INTRODUÇÃO

Por algumas décadas, a intervenção governamental foi encarada como a forma adequada à resolução das “falhas do livre mercado” como forma de organização sócio-econômica. A partir dos anos 80, passa a ocorrer um movimento em sentido inverso, isto é, a forma adequada à solução das “falhas de governo” é a liberdade de atuação dos mercados.

Diante dessa tendência – a desregulamentação –, a área ambiental constituiu exceção. Verificou-se a ascensão da política ambiental nas agendas governamentais e de outras instituições, o que, por sua vez, gerou intensas discussões sobre a eficácia dos instrumentos de controle ambiental, especificamente se devem basear-se mais em “incentivos econômicos” ou em “comando e controle”<sup>1</sup>.

ALMEIDA (1998), com base numa pesquisa realizada pela OCDE (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) em seus países membros, relatou um pouco da experiência internacional acerca do grau de difusão e resultados obtidos com os instrumentos de política ambiental. Concluiu

---

<sup>1</sup> Os principais instrumentos utilizados com base em regulações diretas (comando e controle) são os padrões (de emissão de poluentes, de qualidade ambiental, tecnológicos, de processos e produtos, etc.), o zoneamento e licenças (de áreas não permitidas para certas atividades, períodos do dia, etc.), e as cotas (de extração de recursos naturais). Os principais incentivos econômicos são as taxas e tarifas (preço pago pela poluição), os subsídios (incentivo à redução dos níveis de poluição), e o mercado para poluição (negociação de cotas de poluição).

que a regulação direta (comando e controle) é a forma predominante em diversos desses países, o que se explica, em parte, por:

“sua eficácia ecológica (a certeza dos efeitos da regulação sobre a qualidade ambiental), que garante amplo apoio da opinião pública - notadamente dos ambientalistas - e que seguramente influencia a decisão dos *policy-makers*. Estes, por sua vez, estão mais familiarizados a esse tipo de política (de comando e controle), dada a experiência com outras áreas de política pública. Acrescenta-se o fato de que, nas agências regulatórias de meio ambiente, geralmente o *staff* técnico é constituído predominantemente por engenheiros, biólogos e químicos, para citar alguns, cabendo aos economistas um papel menor” (p. 172).

Mas a pesquisa da OCDE também apresenta que há, por parte de seus países membros, um crescente interesse por instrumentos econômicos, os quais devem ser cada vez mais empregados, principalmente tendo em vista tendências atuais como a desregulamentação, a integração de políticas econômicas (não apenas na área ambiental), e a transição gradual de políticas ambientais de caráter corretivo para preventivo. Também faz-se importante considerar um tema extremamente polêmico na atualidade, o chamado *greening* do comércio internacional, isto é, a adoção de medidas de política comercial com propósitos ambientais. A polêmica decorre da adoção de restrições comerciais com a finalidade de forçar outro país a aplicar a política ambiental adotada em um país específico, o que pode ter implicações quanto à padronização, a nível mundial, das políticas nacionais.

Uma importante lacuna no relato sobre a experiência internacional realizado por ALMEIDA (1998:123), é com relação aos países em desenvolvimento. A autora aponta as dificuldades de obtenção de informações mais detalhadas. No entanto, “as tendências internacionais (leia-se, países desenvolvidos)<sup>2</sup> de política ambiental podem influenciar as políticas ambientais de um país específico, principalmente quando tais tendências se apresentarem sob a forma de restrições comerciais com propósitos ambientais”.

Uma vez que a experiência internacional revela o predomínio das políticas baseadas no “controle e comando”, não causa estranheza o fato da política ambiental brasileira ser também assim conformada. Em contraste com o

---

<sup>2</sup> Nossa a afirmação em parênteses.

que ocorre a nível mundial, porém, o debate sobre instrumentos de política ambiental no Brasil é muito incipiente. Feita esta afirmação e com base em sua pesquisa sobre a política ambiental no Brasil, ALMEIDA (1998:180) conclui que:

“Isso levanta algumas suspeitas, por exemplo, de que os economistas desempenham, até este momento, um papel menor na discussão geral sobre política de meio ambiente, liderada por profissionais das outras áreas das ciências humanas (sociólogos, cientistas políticos, antropólogos, geógrafos, advogados), bem como por biólogos, químicos, arquitetos, engenheiros, etc. Em muito menor número são os economistas brasileiros preocupados com essa questão específica, a ponto de lançar propostas de instrumentos baseados em mecanismos de mercado para a política ambiental brasileira. Mais rara ainda é a sugestão de propostas governamentais baseadas em instrumentos econômicos.”

Considerando a crise fiscal por que passa o Estado brasileiro, cujas tentativas de ajuste têm acarretado um desmantelamento do próprio aparelho estatal, o que é evidente ao observarem-se os problemas nacionais da regulação, tal como a falta de coordenação entre os vários órgãos da área (de distintos níveis de competência) e, notadamente, a carência de recursos financeiros e humanos nas agências ambientais, fica evidente a oportunidade de se discutir a introdução de instrumentos econômicos na política ambiental brasileira<sup>3</sup>, levando os economistas a cumprir um papel especial no debate sobre meio ambiente, em consonância com as novas tendências internacionais, bem como atentos às possibilidades de piora das condições de desenvolvimento nacional, tanto devido à degradação ambiental associada à não efetividade dos instrumentos de controle adotados, bem como da perda de competitividade externa de produtos brasileiros afetados pelo *greening*.

Voltando ao nível mundial, a atual predominância de políticas baseadas em instrumentos de “comando e controle” justifica-se não apenas pelas vantagens apontadas por ambientalistas, reguladores e até mesmo por poluidores - que acreditam que os instrumentos econômicos implicariam em maiores custos de produção -, mas também devido às “inúmeras ressalvas feitas à aplicação de

---

<sup>3</sup> O interesse crescente por instrumentos econômicos se justifica tanto pelo aspecto ambiental, quanto pelo fiscal; os mecanismos de mercados são considerados mais adequados em condições de baixo crescimento econômico, déficits fiscais e inquietações sobre a competitividade internacional.

instrumentos econômicos, notadamente a divergência entre suas alegadas vantagens teóricas e seus impactos efetivos” (ALMEIDA, 1998:172).<sup>4</sup>

A predominância da Teoria Econômica Neoclássica no Debate Ambiental<sup>5</sup>, ou melhor, no círculo de “economistas do meio ambiente”, fica evidente a partir de sua denominação usual como “abordagem do *mainstream*”. Além de sua importância no espaço acadêmico, ela exerce forte influência na visão dos organismos multilaterais internacionais tais como o Banco Mundial (BIRD), Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), Fundo Monetário Internacional (FMI), e repercutindo, logicamente, nas novas tendências que regem as decisões nacionais de política de meio ambiente.

### **1.1. O problema e sua importância**

O enfoque de política ambiental oferecido pelo *mainstream* tem por base o conceito de externalidade. SERÔA DA MOTTA (1990:113) define que “externalidades surgem quando o consumo ou a produção de um bem gera efeitos adversos (ou benéficos) a outros consumidores e, ou, firmas, e estes não são compensados efetivamente no mercado via o sistema de preços”. Assim, apresentam-se os mecanismos de mercado (instrumentos que operam como incentivos econômicos) que estabelecem um “preço” da degradação ambiental que os poluidores devem incorporar aos seus custos privados. Teoricamente, trata-se da Função de Degradação ou Custo Marginal Externo, evidenciando os valores monetários dos danos ambientais. Na prática, isto é, quando da proposição de políticas ambientais concretas, via instrumentos econômicos,

---

<sup>4</sup> Nesse sentido, cabe atentar para a importância da valoração ambiental na estruturação operacional dos instrumentos econômicos: uma taxa só cumpre seu papel teórico (incentivo para atingir o nível de poluição ótimo), caso possa cobrir os custos totais do dano ambiental. Na prática, são muito relevantes as dificuldades em realizar-se mensurações monetárias ambientais e, o uso de padrões preestabelecidos pela autoridade como base para o cálculo das taxas, além de constituir um afastamento da teoria, gera restrições quanto aos seus resultados e questionamentos por parte dos agentes poluidores.

<sup>5</sup> Uma resenha geral do Debate Mundial sobre Meio Ambiente, destacando seus principais momentos desde fins dos anos 60 até a realização da Conferência Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, em 1992, pode ser encontrada em ALMEIDA (1998).

apresenta-se o problema de mensuração das variáveis ambientais e o conseqüente conflito entre a política e as formulações teóricas que lhe sustentam.

A dificuldade em se obter o valor dos custos externos constitui para os neoclássicos um problema de mensuração empírica dos valores das variáveis definidas teoricamente. Assim, quando da proposição de políticas ambientais surgem os padrões ambientais preestabelecidos a partir de critérios institucionais como base para os cálculos de instrumentos econômicos. A recorrência aos padrões se deve apenas a dificuldades instrumentais ou constituem o cerne de um debate epistemológico relativo à própria definição e tratamento de variáveis?

Na teoria neoclássica, o problema da mensuração encontra solução a partir do conceito de “disposição a pagar” - DAP, o qual refletiria as preferências dos indivíduos, em termos de valor ou utilidade dos bens e serviços. Sendo as preferências expressas por valores monetários, é então essa a unidade utilizada pela teoria neoclássica para expressar também as preferências que não possuem correspondência em preços. Assim, o valor monetário para um bem ambiental não significaria um preço, mas a disposição a pagar por ele. Não havendo mercados específicos para os bens e serviços ambientais devido à sua natureza pública, vários economistas ambientais têm se especializado em desenvolver métodos adequados para mensuração de valores e, ou, custos ambientais (PEARCE e TURNER, 1990).

Conforme o Debate Ambiental, a contribuição objetiva dos economistas em matéria de política ambiental é realizar análises custo-benefício cada vez mais aprimoradas para a avaliação ambiental. Segundo COMUNE (1995), o desenvolvimento teórico e instrumental mais importante para o aprimoramento da Teoria Neoclássica relaciona-se ao problema da revelação das preferências e da estimação dos danos no domínio do meio ambiente. Assim, a obtenção desses valores é fundamental para que a proposição de políticas concretas baseadas em instrumentos econômicos seja fundamentada na teoria neoclássica.

Conforme a noção neoclássica de valor, a idéia de social nada mais é que a soma dos agentes individuais; portanto, se é no mercado que se manifestam os desejos individuais, é também nesse, por excelência, que ocorre a manifestação

do social. Tomando o mercado como expressão do social, então tomam-se também os preços de mercado como expressão dos valores sociais. Mas a Economia do Bem-Estar aponta para a existência de valores sociais que deixam de ser contempladas pelos mecanismos de mercado (PEARCE e TURNER, 1990).

É o que ocorre com os valores ambientais e que se explicita na definição de externalidades. Embora reconheça-se que o mercado falhe, a obtenção dos valores ambientais é conduzida, conforme a teoria neoclássica, por meio da agregação das preferências individuais, isto é, pelo princípio que rege a formação de preços de mercado.

Contudo, para a obtenção da Função de Degradação ou Custos Externos, os neoclássicos consideram que os bens e serviços ambientais possuem além de um “valor de uso”, também um “valor de opção”, representativo de alternativas futuras e, finalmente, um “valor de não-uso” (ou de existência) inerente à dimensão extra-econômica que é pertinente a toda a problemática ambiental.

Para obtenção desses valores, traduzidos monetariamente, o *mainstream* busca desenvolver novas metodologias.

Os métodos para se obter as preferências individuais pelos serviços ambientais podem ser classificados em dois tipos: métodos diretos (obtidos por meio de entrevistas) e métodos indiretos (que requerem suposições, as vezes fortes, quanto às preferências ou à tecnologia ou aos mecanismos de mercado) (MÄLER, 1985).

Os métodos indiretos baseiam-se na observação de relações reais de mercado, as quais provocam mudanças ambientais. Buscam recuperar a função utilidade dos indivíduos a partir de *surrogate markets* (mercados de recorrência), tendo por base os preços dos bens privados e, então, inserindo-se também os valores ambientais (MÄLER, 1985).

Os métodos diretos consistem em pesquisas, a partir de questionários, para identificar o valor total (valor de uso, de opção e de existência) que as pessoas associam ao ambiente, ou seja, quanto as pessoas estariam dispostas a pagar por ele. O processo de entrevistas ocorre no âmbito de um mercado

hipotético, construído pelo pesquisador no próprio contexto da pesquisa. Os valores simulados na pesquisa e com base nos quais os entrevistados revelam suas preferências, bem como os valores estimados pelo método, são contingentes ao mercado hipotético.

Entre os economistas do meio ambiente que pesquisam métodos alternativos para a valoração ambiental, o Método de Avaliação Contingente (MAC) é considerado, mesmo que de forma não absolutamente consensual, como o único método capaz de obter estimativas de “valores totais”. O método vem evoluindo sistematicamente em decorrência de pesquisas e do grande número de aplicações em todo o mundo; é o método escolhido e empregado pelas agências internacionais de crédito (BID e BIRD) em estudos para a concessão de financiamentos<sup>6</sup>.

A realização em 1992 do “NOOA Panel on Contingent Valuation”<sup>7</sup> resultou na definição de diretrizes e recomendações para a aplicação do MAC, atestando-se assim o seu reconhecimento e aceitação, embora tal painel também evidenciou várias críticas e restrições ao método. Essas são inerentes ao mercado hipotético, no qual os entrevistados são levados a revelar suas preferências, bem como relativas às técnicas usadas para tal revelação, o que constitui um problema empírico de obtenção de custos ambientais. Contudo, existem restrições que remetem à própria base teórica na qual se fundamenta o MAC, ou seja, é possível obter tais valorações monetárias? (CARSON et al., 1996).

Sendo o Método de Avaliação Contingente comprovadamente fundamentado na teoria neoclássica, e sendo esta capaz de oferecer um paradigma teórico para a questão ambiental, então o problema resume-se à discussão de questões relativas à aplicação empírica do MAC, conforme o problema delineado a seguir.

No âmbito da teoria neoclássica, para medir danos ou benefícios de ações relativas a bens ambientais para a sociedade, os economistas têm empregado o

---

<sup>6</sup> Na última década, entre 18 projetos de ampliação de infra-estrutura que foram aprovados pelo BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento), 13 empregaram o MAC na estimativa de benefícios.

<sup>7</sup> O painel contou com a participação dos principais especialistas em economia ambiental e outros renomados economistas, entre os quais Kenneth Arrow e Robert Solow.

excedente hicksiano do consumidor, a fim de determinar a variação equivalente ou compensatória na renda do indivíduo, tal que o torne indiferente à ação. Assim, quando os consumidores são racionais e o seu excedente pode ser medido por meio de funções demanda de mercado, essa medida é uma base satisfatória de mensuração de bem-estar, ainda que sujeita a problemas usuais acerca da equidade e do inequívoco pagamento da compensação, caso esse seja requerido. Tratando-se de bens públicos, ou quando existem externalidades e, ou, assimetrias informacionais interferindo na determinação do excedente do consumidor, pode-se estabelecer um mercado hipotético para deduzir variações equivalentes ou compensatórias individuais. Esta é a base do Método de Avaliação Contingente, o qual obtém, a partir de dados amostrais, preferências reveladas por bens ou serviços ambientais no contexto de mercados hipotéticos, a partir do uso de questões que perguntam a DAP ou DAA (disposição a aceitar) dos consumidores. Sendo assim, o problema em apreender-se os valores ambientais em termos monetários dados pelas preferências deve-se a razões de ordem prática, conforme apresenta-se a seguir.

Inicialmente, o Método de Avaliação Contingente utilizava questões abertas para obtenção da disposição a pagar dos indivíduos, mas verificou-se empiricamente que esse mecanismo era muito vulnerável ao chamado “viés do ponto de partida”<sup>8</sup>. Em resposta a esse problema fundamental e a outros problemas secundários inerentes ao mecanismo direto, BISHOP e HABERLEIN (1979) introduziram uma alternativa de obtenção da DAP a qual requeria apenas respostas do tipo SIM ou NÃO a um valor aleatório apresentado ao entrevistado. Este mecanismo de mudança dicotômica chamado *Referendum (single-bounded)* tem sido amplamente usado nos estudos aplicados e sua popularização deve-se, principalmente, à interpretação teórica desenvolvida por HANEMANN (1984).

HANEMANN (1984), em seu modelo analítico “Função Diferença de Utilidades”, considera que as respostas dos consumidores à questão do tipo *referendum*, resultam de um processo de maximização de utilidade, isto é, a

---

<sup>8</sup> Este tipo de viés está relacionado com uma possível influência que o valor inicial apresentado na questão de valoração possa exercer no entrevistado, já que este pode ser induzido a considerar que esse valor inicial seja o mais correto.

partir do nível inicial, cada indivíduo considera o nível de utilidade para uma resposta SIM e compara com o da resposta NÃO fazendo sua opção de forma a garantir o maior nível de utilidade.

CAMERON e JAMES (1987) ofereceram outra interpretação aos dados obtidos com o mecanismo *referendum*, cuja base teórica é a teoria da utilidade. Segundo os autores em evidência, essa interpretação chamada “Função Valoração” torna a formalização de HANEMANN (1984) desnecessária, já que permite a obtenção de resultados compatíveis com a teoria do consumidor de maneira bastante simples, além de apresentar diversas vantagens analíticas e econométricas.

De fato, a diferença entre essas duas abordagens está na forma pela qual o termo aleatório é introduzido em cada uma das funções, quais sejam Função Diferença de Utilidades e Função Valoração. Sem os termos aleatórios o indivíduo responderá da mesma forma, independentemente de se adotar a abordagem de CAMERON e JAMES (1987) ou de HANEMANN (1984), mas mesmo com a presença dos termos aleatórios, sob certas condições em que a utilidade marginal da renda é constante, os modelos podem ser duais, já que as distribuições dos termos aleatórios em cada caso serão apenas transformações lineares uma da outra. Deve-se observar que a importância da utilidade marginal em ambos os modelos deriva do fato de que se supõe que o indivíduo apenas acrescenta ou deduz de sua renda o valor apresentado na questão *referendum*. Na literatura, a nível mundial, têm-se conhecimento de apenas poucos trabalhos que testaram as condições de dualidade dos modelos de HANEMANN (1984) e CAMERON e JAMES (1987), sendo que uma nova aplicação traria grande contribuição a essa área ainda pouco explorada do MAC.

HANEMANN et al. (1991) introduziram um novo mecanismo de obtenção de DAP e DAA chamado *referendum com follow-up (double-bounded)*, sob a consideração que a eficiência estatística do já convencional *referendum* podia ser melhorada com a introdução de um segundo valor de mudança dicotômica, o qual dependeria da resposta dada pelo consumidor à primeira questão. Ainda que muitas aplicações realizadas a partir dessa nova abordagem

tenham obtido bons resultados, McFADDEN (1994), resumindo a análise dos resultados de vários experimentos, encontrou evidências estatísticas de que o formato *referendum com follow-up* é internamente inconsistente devido aos efeitos da segunda resposta, que é influenciada pelo “viés do ponto de partida”, o qual, anteriormente, levou os pesquisadores a abandonar as questões abertas em favor do formato *referendum*. Contudo, as afirmações de McFADDEN (1994) não fazem parte do senso comum e novas pesquisas devem ser empreendidas a fim de lograr outras evidências.

Resumindo, conforme BELLUZZO JR. (1999:117):

“(...) se os indivíduos revelam suas verdadeiras preferências, o MAC levará a uma medida da mudança no nível de bem-estar a princípio coerente com a teoria econômica. Logo, se a disposição a pagar estimada não atende a um requisito teórico qualquer, existem apenas duas possibilidades: a teoria está errada ou as verdadeiras preferências não foram reveladas. Obviamente, há uma certa tendência em creditar incoerências à última.”

Por sua importância no desenvolvimento teórico e instrumental da economia neoclássica referente à apreensão de valores ambientais, o Método de Avaliação Contingente constitui o ponto central de análise nesta tese.

Tem-se como **objetivo central** estudar os princípios, as hipóteses gerais e as conclusões obtidas pelo Método de Avaliação Contingente para avaliar seu valor e alcance na obtenção de valores ambientais. Os **objetivos específicos** são:

- Realizar apresentação e discussão das proposições neoclássicas para a valoração ambiental enquanto fundamentação do Método de Avaliação Contingente.
- A partir de um estudo de caso, aplicar o Método de Avaliação Contingente realizando estimativas por meio de modelos analíticos alternativos, comparando os resultados obtidos e avaliando cada um dos modelos, contribuindo para o desenvolvimento instrumental do MAC e da própria teoria neoclássica na obtenção de valores ambientais.

A tese foi estruturada em sete capítulos além desta introdução e da conclusão. O propósito dos quatro primeiros capítulos é realizar uma crítica<sup>9</sup> ao Método de Avaliação Contingente, objetivando o debate epistemológico<sup>10</sup>.

No quinto capítulo apresenta-se a síntese referente ao debate, e que também foi elaborada a partir da articulação entre dois pontos de vista opostos, ou alternativos, no âmbito da economia ambiental; a posição representada pela Teoria Neoclássica tem como oponente a chamada Escola Institucionalista.

O sexto e sétimo capítulos apresentam, respectivamente, os modelos analíticos usados pelo Método de Avaliação Contingente para obtenção de valores ambientais, e a aplicação dos modelos a partir de um estudo de caso. Tratam do problema empírico de obtenção de valores ambientais.

---

<sup>9</sup> Considera-se crítica como a inversa da operação de análise, ou seja, a crítica é a reconstrução das ligações que uma parte – o MAC, tem com o todo – a teoria neoclássica.

<sup>10</sup> Debate epistemológico é relativo ao estudo crítico dos princípios, hipóteses e resultados da ciência já constituída, e que visa determinar os fundamentos lógicos, o valor e seu alcance objetivo.

## **2. FALHAS DE MERCADO E SUAS IMPLICAÇÕES NA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL**

Neste capítulo inicial são apresentados os pressupostos básicos da Teoria Ambiental Neoclássica, especificamente no que diz respeito à degradação ambiental como falha de mercado. Inicialmente, destaca-se o recorte analítico da teoria que dá origem aos aportes da Economia da Poluição e Economia dos Recursos Naturais. A seguir, discutem-se as externalidades, conceito esse que fundamenta o enfoque de política ambiental oferecido pelo *mainstream*, e também discute-se como as falhas de mercado podem ser corrigidas com a internalização, pelos agentes poluidores, dos custos sociais referentes aos danos ambientais, o que conduz a um nível ótimo de poluição.

### **2.1. A economia ambiental neoclássica**

Embora o debate sobre a Questão Ambiental tenha se iniciado ainda nos anos 60, quando emergiram os chamados “movimentos verdes”, foi somente a partir dos anos 70 que o tema passou a figurar como um problema grave e urgente na agenda mundial, tendo sido reconhecido que o vigoroso desenvolvimento econômico e tecnológico experimentado, em especial no pós-guerra, gerou consigo a degradação ambiental, a qual comprometia o bem-estar

das gerações presentes e poderia impor limites ao crescimento da economia mundial.

A Questão Ambiental tornou-se tema importante para os pesquisadores de muitas áreas do conhecimento, cuja tarefa era entender a natureza e dinâmica de tal problemática, incorporando-a a seus arcabouços conceituais. Conforme STRONG (1993:7), secretário geral da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, “o desenvolvimento e o meio ambiente estão indissolúvelmente vinculados e devem ser tratados mediante a mudança do conteúdo, das modalidades e das utilizações do crescimento. Três critérios fundamentais devem ser obedecidos simultaneamente: equidade social, prudência ecológica e eficiência econômica”.

Para a teoria econômica neoclássica, a sustentabilidade é definida como consumo potencial *per capita* não declinante ao longo do tempo, o que requer disponibilidade futura de capitais fabricados (maquinaria, infra-estrutura, instalações fabris e tecnologia) e também de capitais ambientais (estoque de ativos naturais que exercem funções econômicas) que sustentem as adequadas condições produtivas. O problema da sustentabilidade é então tomado sob a ótica de custos de uso intertemporal do capital ambiental, que tende a ser escasso. Tal interpretação tem por base a noção de externalidades, conceito esse apresentado por Pigou em 1920 para analisar possíveis “falhas de mercado” (MUELLER, 1996).

A Economia Ambiental Neoclássica desenvolveu-se a partir de dois aportes distintos: Economia dos Recursos Naturais e Economia da Poluição. A primeira trata os recursos naturais como insumos para os processos produtivos. A utilização de tais recursos constitui um problema de alocação intertemporal de sua extração, a qual deve ser determinada com base no custo de oportunidade e no desconto dos valores ambientais futuros a valores presentes, o que propicia a obtenção de um nível ótimo de extração. A Economia da Poluição centra-se na análise da causa da degradação dos recursos ambientais, dada sua natureza pública e sua apropriação privada. Trata a degradação ambiental, em especial a poluição (subproduto ou rejeitos dos processos produtivos), como um problema

de falha de mercado - externalidades, as quais podem ser corrigidas com a internalização, pelos agentes poluidores, dos custos sociais referentes aos danos ambientais, o que conduz a um nível ótimo de poluição (MÜELLER, 1996).

Tendo em vista este corte realizado na Economia Ambiental Neoclássica, é no âmbito da Teoria da Poluição que se apreende o objeto da presente análise: os valores ambientais.

### **2.1.1. A natureza pública do meio ambiente**

O tratamento da questão ambiental sob o enfoque da Economia da Poluição inicia-se com o problema da propriedade. Conforme PINDICK e RUBINFELD (2002:649), o direito de propriedade é designado por “um conjunto de leis que estabelece o que as pessoas e as empresas podem fazer com suas propriedades”. Segundo PEARCE e TURNER (1990:70), a propriedade deve ser entendida não enquanto uma relação simples de posse, mas sim como uma relação de “direito ao uso e que este uso esteja sujeito a restrições”.

RANDALL (1987:157) define “direitos de propriedade” como a “especificação de adequadas relações entre as pessoas com respeito ao uso das coisas e também das penalidades pela violação destas”. A degradação ambiental tem origem na natureza pública dos bens ambientais, isto é, ela decorre da inexistência de direitos plenos de propriedade privada sobre os bens ambientais.

Os bens públicos possuem duas características fundamentais que definem sua natureza: a não-rivalidade e a não-exclusividade. Um bem é não-rival se para qualquer nível de sua produção, o custo marginal para um consumidor adicional for zero. “O consumo por um indivíduo não reduz o montante disponível para os demais”. Um bem não-exclusivo é aquele cujo consumo é estendido a todas as pessoas sendo impossível excluir alguém. “Constitui uma atenuação de direitos de propriedade” (RANDALL, 1987).

De acordo com RANDALL (1987), os problemas ambientais podem ser analisados por ambos ou a partir de pelo menos um dos atributos dos bens públicos. Mas a idéia que caracteriza o dano ambiental é que o bem, embora seja

não-exclusivo, é rival, conforme exemplificam PINDYCK e RUBINFELD (1994:872): “O ar é um artigo não-exclusivo, contudo pode tornar-se rival quando as emissões de poluentes de uma determinada empresa passarem a prejudicar a sua qualidade e a possibilidade de outras pessoas desfrutarem do seu uso”. Tal caracterização é consistente com a definição de externalidades.

Um ponto importante a se considerar é que não existem mercados para bens públicos, conseqüentemente não se associam preços a essa categoria de bens.

### **2.1.2. Externalidade negativa: definição econômica de poluição**

Dada a escassez dos recursos, uma alocação será ótima quando maximizar o bem-estar de consumidores e produtores.

Numa economia perfeitamente competitiva e desconsiderando-se os aspectos distributivos, a maximização de bem-estar de cada indivíduo implica na maximização do bem-estar social e portanto, o mercado, via preços, é capaz de alocar os recursos em termos de bem-estar social. Nesse regime de mercado a alocação é eficiente no sentido em que produtores maximizam lucros, consumidores maximizam utilidades e ninguém pode melhorar o nível de bem-estar sem fazer alguém piorar. Os preços de mercado embutem em si toda a informação necessária para organizar esta economia eficientemente. É o mecanismo de mercado que propicia alocações Pareto eficientes.

Mas, se apenas uma das condições de concorrência perfeita não vigorar, é suficiente para que o ótimo social não prevaleça. Se uma imperfeição de mercado impede que os preços de equilíbrio sejam os preços ótimos, o benefício social marginal de uma unidade extra de um bem não será igual ao seu custo social marginal e portanto, o custo social será diferente do preço de mercado.

As externalidades constituem imperfeições que desviam o preço de equilíbrio competitivo do socialmente desejável, isto porque elas não são refletidas nos preços de mercado e implicam em ineficiência econômica.

Quando uma fábrica X despeja seus efluentes em um rio do qual os pescadores obtêm o seu produto - peixe, a fábrica está impondo um custo externo aos pescadores.

A Figura 1 apresenta a decisão de produção da fábrica X em um mercado competitivo. O preço do seu produto é  $P_m$ , dado que a fábrica maximiza lucro produzindo  $Q_m$  ( $CMg = RMg = P$ ). A curva de custo marginal externo ( $CMgE$ ) relacionada ao despejo de efluentes no rio, indica que quantidades adicionais de produto implicam aumento de poluição e, conseqüentemente, aumentam o prejuízo incremental dos pescadores. A figura também apresenta a curva de custo marginal social ( $CMgS$ ) dada pela soma do  $CMg$  da produção com o  $CMgE$ . Define-se  $Q^*$  no ponto onde  $P = CMgS$ . Verifica-se que  $Q_m > Q^*$  indicando que a fábrica X está poluindo excessivamente o rio (PINDYCK e RUBINFELD, 1994).

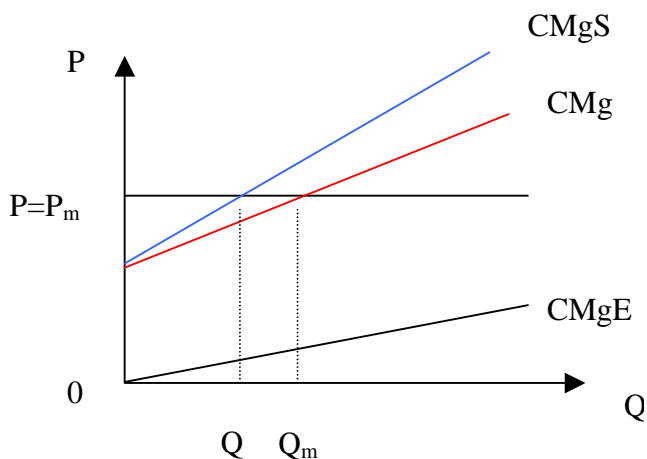


Figura 1 - Decisão de produção da Fábrica X.

Tomando a situação já apresentada e considerando-se não apenas a fábrica X mas, o setor X, passa-se a análise da Figura 2. Na presença de externalidades, o nível eficiente do setor é aquele para o qual o benefício marginal obtido, mediante a produção de uma unidade adicional do produto, é igual ao custo social marginal.  $Q_m$  indica o nível competitivo do setor

apresentando excesso de produção e excesso de poluição o que determina ineficiência econômica (PINDYCK e RUBINFELD, 1994).

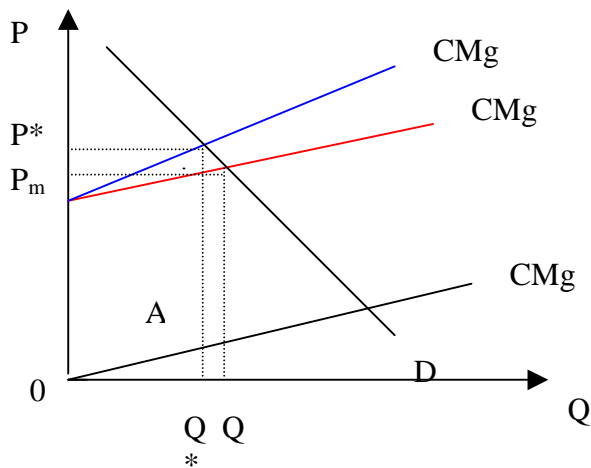


Figura 2 - Decisão de produção do Setor X.

Como o Setor X produz poluição excessivamente do ponto de vista social já que não considera o efeito dessa externalidade sobre a atividade pesqueira, um nível de produção eficiente do produto X e de peixes, ocorre quando há a internalização da externalidade, o que pode ser melhor entendido admitindo-se, supostamente, que a Fábrica X e os pescadores se unissem formando uma única firma. Conclui-se que, quando considera-se o custo social da poluição, a oferta de poluição é menor. Um nível de poluição Pareto eficiente requer que as somas dos custos marginais da Fábrica X e dos pescadores sejam iguais a zero.

Mas a suposição acima de união das duas atividades produtivas constitui apenas um recurso didático para a exposição teórica. Na realidade, o rio não é de ninguém; é um bem público. Numa economia de mercado se nenhum agente pode exigir direitos sobre o meio ambiente, este é um bem sem preço e os danos por ele sofridos não são compensados monetariamente. O dono da fábrica ou setor X não incorre em custos por estar prejudicando os pescadores e quaisquer

outros agentes, e por livre iniciativa não irá reparar os danos que gerou. Tal problema constitui uma falha de mercado, pois o mecanismo de ajuste via preços não pode solucionar problemas relacionados ao meio ambiente e a economia não atinge o ótimo de Pareto.

Assim, a solução do problema requer a intervenção governamental. Entram em cena os “mecanismos de mercado” (instrumentos econômicos de política ambiental) que induzem os agentes poluidores a incorporar o valor dos danos ambientais, as externalidades, aos seus custos privados.

Da análise apresentada, PEARCE e TURNER (1990), afirmam que a mais importante proposição é que na presença de externalidades há divergência entre custo social e custo privado. Apresentou-se que com externalidade na produção de X, seja para uma fábrica, seja para o setor, a quantidade socialmente ótima  $Q^*$  é menor que a quantidade estabelecida competitivamente,  $Q_m$ . Outra proposição fundamental é que o nível de poluição socialmente ótimo não é zero pois, mesmo quando se produz  $Q^*$  há um custo externo igual à área do triângulo  $OAQ^*$  na Figura 2<sup>11</sup>.

### **2.1.2.1. O nível ótimo de poluição**

A definição econômica de poluição como uma externalidade negativa estabelece que a ocorrência de poluição física não implica necessariamente na ocorrência de poluição econômica e mesmo que esta exista nem sempre deva ser totalmente eliminada, considerando-se que o objetivo social é maximizar o total de ganhos menos o total de custos. No modelo apresentado por PEARCE e TURNER (1990), conforme pode verificar-se na Figura 3, o nível ótimo de produção  $Q^*$  corresponde ao encontro entre as curvas de lucro privado marginal líquido (LPML) e de custos marginais externos (CMgE). Para o nível de produção socialmente ótimo  $Q^*$ , o nível associado de poluição física é , em termos econômicos, o “nível ótimo de poluição”, implicando a existência de um

---

<sup>11</sup> Mas os autores supracitados admitem que um nível de poluição igual a zero não é absurdo. Veja PEARCE e TURNER (1990:67-68).

custo externo diferente de zero o qual ocorreria apenas a um nível de atividade produtiva aquém do ótimo. Os autores derivam formalmente a condição Pareto-ótima de  $Q^*$ :

$$LPML = P - CMg, \quad (1)$$

em que  $CMg$  é o custo marginal de produzir o produto poluente.

Em  $Q^*$  tem-se:

$$P - CMg = LPML = CMgE \quad (2)$$

$$P = CMg + CMgE = CMgS \quad (3)$$

em que  $CMgS$  é o custo marginal social (custo total).

Quando  $LPML = CMgE$ , então  $P = CMgS$  é a condição Pareto - ótima.

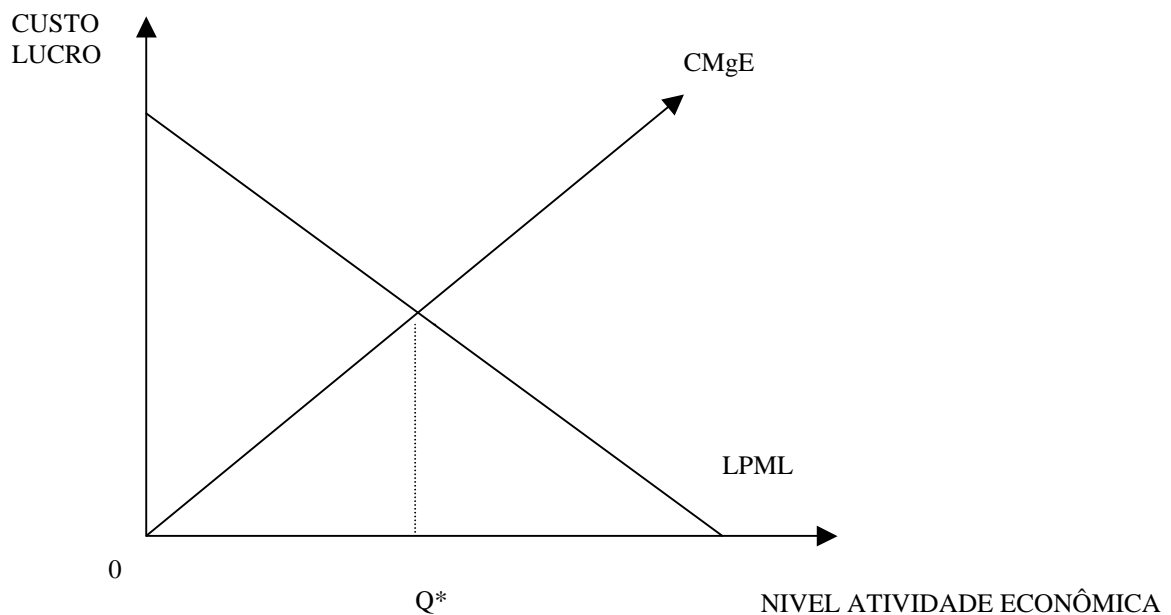


Figura 3 - Definição econômica de poluição ótima.

A formulação de PEARCE e TURNER (1990) corresponde à definição de externalidades já apresentada, porém o ótimo social  $Q^*$  é obtido subtraindo-se do benefício marginal (P) o custo privado, obtendo-se o LPML, o qual é igualado ao CMgE. Mas os autores prosseguem sua exposição sobre nível ótimo de poluição buscando validar uma tendência geral nas formulações de outros autores neoclássicos cujos modelos apresentam o nível de poluição e o valor da taxação ótimos com base no CMgE e no CMgC (custo marginal de controle), definido como o custo adicional de uma redução extra do nível de poluição, ou de outra forma, como o custo da introdução de tecnologias de controle. Usam o seguinte argumento (p. 90):

“Antes, tratamos de casos nos quais o produtor ajustava-se à taxa por meio da redução da produção. Verificamos que o custo líquido do poluidor em fazê-lo era o lucro sacrificado (benefício privado líquido). Desta maneira, o LPML poderia ser considerado como uma curva de custo de abatimento ao estabelecer-se que apenas reduções de produção podem ser usadas para reduzir a poluição. (...)  $CMgC=CMgE$  define um ótimo, já que  $LPML=CMgE$  define um ótimo e LPML é simplesmente CMgC quando as reduções de produção são a única maneira de responder à regulação”.

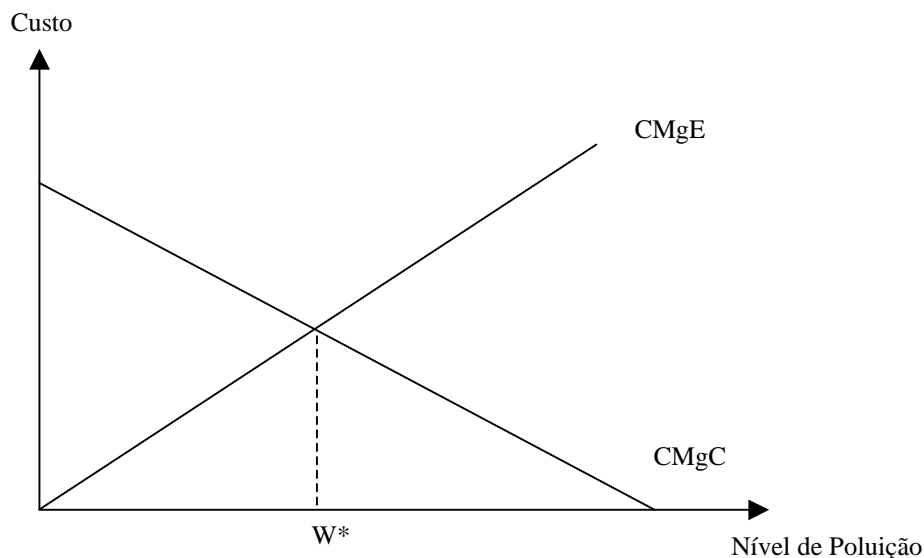


Figura 4 - Nível ótimo de poluição.

PEARCE e TURNER (1990) consideram CMgC e LPML análogos e, portanto, estes meramente constituem-se em formas alternativas de controle em resposta à taxação. Tal procedimento talvez decorra da verificação empírica de que os agentes, diante de uma taxação, podem pagá-la ou podem adotar tecnologias de controle de poluição, mas a descrição desta alternativa na forma de um modelo de oferta e demanda onde o nível ótimo de poluição é obtido igualando-se  $CMgC = CMgE$  apresenta problemas.

Dada uma situação com existência de externalidade negativa, como apresentado nas Figuras 1 e 2, verifica-se que o ponto de produção e emissão socialmente ótimo só pode ser atingido mediante a internalização dos custos externos, o que ocorre por meio da taxação.

Defrontando-se com a taxa, o agente possui como alternativa a adoção de uma tecnologia de controle e portanto, pode adicionar ao seu CMg e CMgC. O CMgC e o CMgE são custos alternativos de internalização a serem confrontados ao LPML. Assim, o controle será adotado apenas quando for mais rentável que o pagamento da taxa e o CMgS resultante é conseqüentemente, diferente daquele apresentado nas Figuras 1 e 2.<sup>12</sup>

Fica claro então que somente no caso específico onde o controle é realizado apenas por redução direta da produção, mas não nos casos onde adota-se alternativas tecnológicas, poder-se-ia encontrar validade no modelo  $CMgC = CMgE$ , presente em diversos autores, tal como apresentado a seguir.

Os custos externos em que se incorre quando não há controle (ambientais, sociais) são chamados “custos de degradação” ( $CD = CMgE$ ) os quais crescem junto com os níveis de poluição. Para manter os níveis de poluição baixos será necessário gastar muito, mas com nível de poluição alta evidentemente os “custos de controle” ( $CC=CMgC$ ) são baixos, conforme pode-se observar na Figura 5.

---

<sup>12</sup> PEARCE (1988:107), a partir de análise gráfica, apresenta possíveis resultados destas alternativas para o caso da estrutura monopolista.

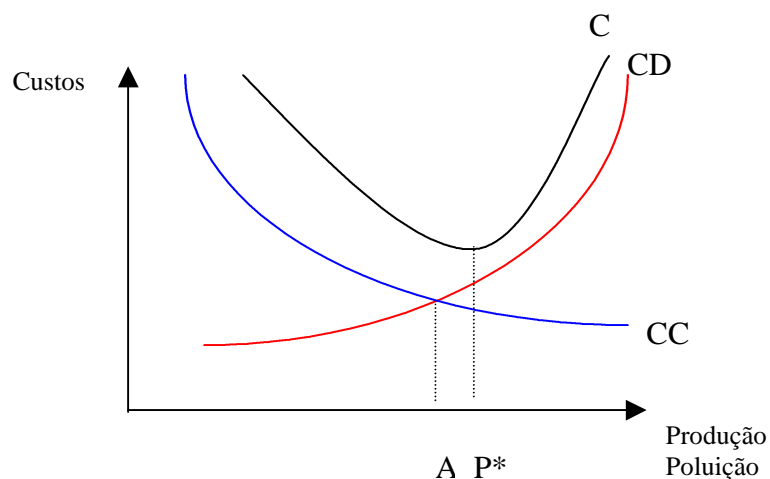


Figura 5 - Determinação do nível ótimo de poluição.

Ainda na Figura 5, observa-se que no ponto de mínimo da curva CT (custo total =  $CD+CC$ ) têm-se  $P^*$  representando o nível ótimo de poluição que é diferente de zero.  $P^*$  não coincide com o ponto A em que  $CC = CD$  porque, para um dado nível de poluição ser ótimo (e os correspondentes níveis de produção e controle), não se deve gastar mais nem menos em controle. Deve-se gastar mais que o CMg de Controle apenas se o ganho adicional for maior. Mas o ganho adicional é justamente o quanto se evita de degradação ambiental, ou seja, o dano marginal. Da mesma forma, diminuindo o nível de controle em  $P^*$ , é necessário que  $CMgC = CMgD$  (MARGULIS, 1994).

Conforme a discussão anterior, o modelo apresentado na Figura 5 não é correto, isto é, esta formulação de custos e benefícios da poluição não é coerente com o conceito de externalidades. Mas as deficiências apontadas não demovem os seguidores neoclássicos da argumentação a respeito das vantagens teóricas dos instrumentos econômicos para a política ambiental, tal como defende TIETENBERG (1990:23), “a conclusão geral de que as economias de custo potenciais da adoção de alternativas baseadas em instrumentos econômicos são grandes parece ser correta.” Assim, a seguir são apresentadas as alternativas de política baseadas em mecanismos de mercado.

### **2.1.3. Possíveis soluções para as externalidades**

#### **2.1.3.1. Coase e a negociação entre vítima e poluidor**

COASE (1960), em seu artigo “The Problem of Social Cost”, analisou o problema básico da ocorrência de externalidades entre dois agentes, no caso um agricultor e seu vizinho pecuarista cujos animais costumam pastar nas plantações do primeiro.

O argumento de Coase, é que não há necessidade de qualquer tipo de intervenção para que as duas partes negociem até que se atinja o nível ótimo de controle. O problema da ocorrência de externalidade entre dois agentes pode ser eliminado por meio de negociação entre as partes. Mas, o próprio autor reconhece que nas situações que envolvem mais de dois agentes ou nas quais os custos de transação sejam proibitivos, o seu teorema tem pouca relevância prática.

Dado o exemplo acima, se o pecuarista tem o direito legal, o agricultor toma a iniciativa de negociar, e vice-versa. Se o direito é do agricultor, o pecuarista aceitará pagar uma indenização que corresponderá, no máximo, ao custo marginal de colocar a cerca (custo de controle), e o agricultor estará disposto a receber qualquer valor acima do valor do dano marginal (perda da safra = custo de degradação). Com a negociação ocorre o equilíbrio no ponto em que os custos marginais de controle e degradação se igualam. Conforme RANDALL (1987), com a negociação estará sendo criado um mercado para a externalidade. Ocorre que na prática, conforme reconhece Coase, os típicos problemas de poluição não envolvem apenas dois agentes, e em grande parte envolvem altos custos transacionais.

PEARCE e TURNER (1990) consideram que o teorema de Coase é importante porque constitui uma alternativa à necessidade da regulamentação governamental para os problemas de externalidades ambientais; as quais poderiam encontrar solução por meio da reestruturação dos direitos de

propriedade; contudo existem muitos problemas com esse teorema. Passa-se a seguir à apreciação de alguns deles.

Com referência ao exemplo, já apresentado, da fábrica X que poluía o rio e afetava os pescadores, passa agora a considerar os efeitos da poluição para todos os agentes que localizam-se rio abaixo e as várias categorias de danos decorrentes (à saúde, à recreação, à paisagem, etc.). Em tal situação, a negociação de um nível ótimo de poluição é praticamente impossível. Os custos transacionais são proibitivos e justifica-se a intervenção do governo na negociação.

Para a negociação um outro ponto difícil é a questão da revelação honesta das preferências (devido ao oportunismo do *free rider*) que, embora não impeça a negociação, pode implicar em um nível de poluição superior ao ótimo.

Também pode ocorrer que os agentes afetados desconheçam os efeitos a que estão sujeitos o que os leva a subestimar os custos marginais de degradação. Neste caso, a intervenção do governo é necessária para evitar que a informação assimétrica entre as partes invalide a livre negociação.

Deve-se ainda considerar as dificuldades de medir monetariamente várias categorias de danos, tais como a perda de saúde, a perda de biodiversidade, para as gerações futuras.

Um ponto importante quanto a validade do teorema de Coase é com relação ao efeito-renda, o que pode ser entendido com o desenvolvimento que se segue.

VARIAN (1992:602) apresenta que

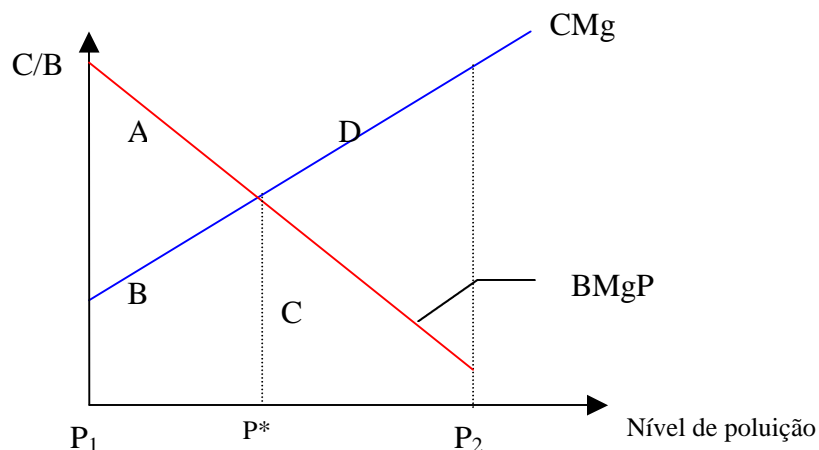
“(…) se as preferências dos agentes são quasi-lineares, toda solução eficiente tem que resultar na mesma quantidade de externalidade”. “ (..) apenas as unidades monetárias mantidas pelos agentes diferem entre as alocações diferentes”.

“O resultado o qual afirma que, sob certas circunstâncias, a quantidade eficiente do bem envolvida na externalidade é independente da distribuição dos direitos de propriedade é algumas vezes conhecido como Teorema de Coase. (...) Essencialmente, a hipótese de preferência quasi-linear exige que as demandas pelo bem que está causando a externalidade sejam independentes da distribuição de renda – que não haja efeitos-renda.”

Tem-se que, conforme o exemplo de Coase sobre o agricultor e o pecuarista, se o direito de propriedade é do pecuarista, o agricultor está disposto a

pagar até C+D conforme ilustrado na Figura 6, para garantir uma redução no nível de poluição de  $P_2$  até  $P^*$ , ao passo que o pecuarista está disposto a receber qualquer coisa acima de C. Se o direito de propriedade é dado ao agricultor, o pecuarista está disposto a pagar A+B para garantir uma elevação no nível de poluição de  $P_1$  para  $P^*$ , enquanto o agricultor aceita receber qualquer coisa acima de B.

Considera-se agora que o agricultor do exemplo seja muito pobre e que não lhe seja assegurado o direito de propriedade. Se supostamente ele não tivesse uma restrição orçamentária dada por sua renda, ele poderia assegurar o nível de poluição ótima com o pagamento de uma quantia a ser negociada com seu vizinho pecuarista. Mas, como existe a restrição orçamentária da renda, ele não tem dinheiro suficiente para limitar a poluição e o ótimo não será atingido. Caso o agricultor estivesse protegido pelo direito de propriedade, caberia ao pecuarista oferecer uma quantia para impor um pouco de poluição, não havendo restrição orçamentária que impeça o ótimo de ser atingido.



BMgP = Benefício Marginal por poluir  
 CMgE = Custo Marginal Externo  
 $P_1$  = nível de poluição sem negociação e, direitos de propriedade da vítima.  
 $P_2$  = idem, sem direito de propriedade da vítima.  
 $P^*$  = nível social ótimo de poluição

Figura 6 - Negociação entre vítima e poluidor.

Conseqüentemente, não é o efeito-renda, mas sim o direito de propriedade que inicialmente determina a possibilidade de atingir-se o nível ótimo de poluição. Isto contraria o teorema de Coase. O resultado segundo o qual o direito de propriedade não afeta a negociação – devendo o nível ótimo de poluição ser de qualquer forma atingido – não é sempre válido.

### **2.1.3.2. Taxa pigouviana: o paradigma eficaz da intervenção governamental**

As taxas Pigouvianas (*Pigouvian taxes*) foram propostas originalmente por Arthur C. Pigou em sua obra *Economics of welfare* de 1920. Pigou propôs taxar o agente gerador de externalidade de tal modo que ele corrigisse sua atividade até que o nível socialmente ótimo fosse atingido. Assim, a taxa teria o mesmo efeito sobre a redução da poluição que o equilíbrio entre oferta e demanda. Devido à presença de externalidade, os custos de produção da empresa são subestimados já que os danos causados não são internalizados pela mesma, de modo que a curva de oferta efetiva (S) fica deslocada para a direita, afastando a produção do socialmente ótimo  $Q^*$ , e portanto taxaço sobre a quantidade de resíduos emitidos faria a empresa voltar a produzir no nível ótimo (PEARCE e TURNER, 1990).

A taxa reduzirá a emissão até o ponto em que o seu valor iguale-se ao custo marginal de degradação causado pela poluição, isto é, até que o valor da taxa seja igual ao custo marginal da redução, dado que o objetivo seja a minimização dos custos com o resíduo.

Dada uma situação sem programa de controle de poluição, a aplicação de uma taxa elevará os custos médios e marginais, deslocando as respectivas curvas de custo marginal e custo médio para cima, levando a produção de equilíbrio de  $Q_1$  para  $Q^*$  e os preços de equilíbrio de  $P_1$  para  $P^*$  conforme apresenta-se na Figura 7.

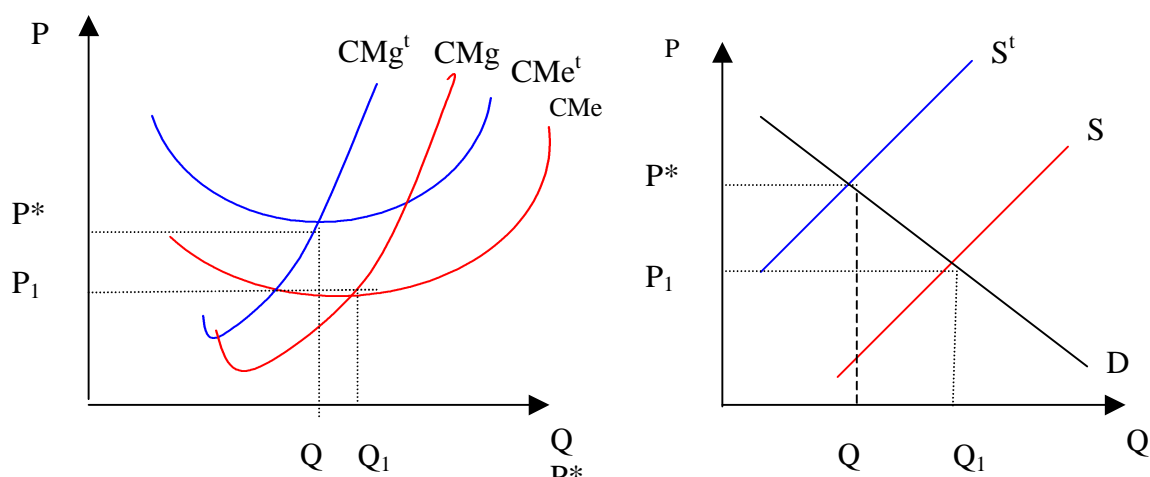


Figura 7 - Efeitos da taxaço sobre as curvas de Cme, CMg e oferta.

Com a taxa, a curva de oferta deslocar-se-á para a esquerda, aumentando o preço de mercado para P\* e diminuindo a quantidade de equilíbrio para Q\*. Ao nível agregado, tal redução na oferta implicará na redução da produção de resíduos.

A aplicação da taxa gerou o aumento dos custos de produção, elevação dos preços e redução da produção, do seguinte modo<sup>13</sup>:

Numa situação sem taxaço, tem-se:

$$C = i \cdot w \quad (4)$$

$$CMe = \frac{i \cdot w}{y} \quad (5)$$

$$CMg = \frac{\partial(i \cdot w)}{\partial y} \quad (6)$$

em que C = custo de produção; CMg = custo marginal; Cme = custo médio; i = quantidade de insumo utilizado; w = preço do insumo; y = nível de produção.

<sup>13</sup> O desenvolvimento segue BAUMOL e OATES (1975) e ROBERTS e SPENCE (1976).

Com a taxação passam a ser:

$$C = i \cdot w + (rt \cdot ct + re \cdot t) \quad (7)$$

em que a parte entre parenteses representa os custos referentes aos resíduos tratados, em que:  $re$  = quantidade de resíduos emitidos;  $rt$  = quantidade de resíduos tratados;  $ct$  = custo de tratamento dos resíduos;  $t$  = taxa sobre a emissão.

$$CMe^t = \frac{i \cdot w}{y} + \frac{cr}{y} \quad (8)$$

em que  $cr$  = custo referente aos resíduos.

Como  $cr > 0$  e  $y > 0$ , tem-se que  $Cme^t > Cme$ , ou seja, o custo medio de produção com taxação  maior do que o custo medio sem taxação. Derivando-se o custo total com relação a produção obtem-se:

$$CMg^t = \frac{\partial(i \cdot w)}{\partial y} + \frac{\partial r}{\partial y} = CMg + \frac{\partial(rt \cdot ct)}{\partial y} + \frac{\partial(re \cdot t)}{\partial y} \quad (9)$$

$$CMg^t = Cmg + \frac{\partial rt}{\partial y} \cdot ct + \frac{\partial ct}{\partial y} \cdot rt + \frac{\partial re}{\partial y} \cdot t \quad (10)$$

$$\frac{\partial ct}{\partial y} \cdot rt = \text{custo marginal da redução} \quad (11)$$

Como todas as derivadas são maiores que zero, conclui-se que  $CMg^t > CMg$  indicando que houve um aumento nos custos marginais.

A imposição da taxa conduzir ao ótimo de Pareto sob a hipótese de concorrência perfeita em equilíbrio de longo prazo, caso contrário o valor da taxa será diferente do prejuízo total causado pela emissão, o que pode ser explicado pela maximização do excedente da empresa, ou seja:

$$\begin{aligned} \text{MAX: } \pi &= \int_q^0 P_{(q)} \cdot q \cdot dq - C_{(q,x)} - e \cdot x \\ \text{ou } \pi &= P_{(0)} \cdot q - P_{(q)} \cdot q - C_{(q,x)} - e \cdot x \end{aligned} \quad (12)$$

em que  $P$  = preço;  $P_{(0)}$  = preço do bem quando a demanda for máxima, ou seja, é o menor preço de venda do bem, que numa situação de equilíbrio de mercado concorrencial corresponde ao custo total médio mínimo;  $P_{(q)}$  = função demanda invertida;  $C(q,x)$  = custos como função da produção e da emissão de resíduos;  $e$  = taxa sobre os resíduos emitidos;  $x$  = quantidade de resíduos emitidos;  $q$  = quantidade de produto.

Da condição de 1.<sup>a</sup> ordem:

$$\frac{\partial \pi}{\partial x} = \frac{\partial P_{(0)}}{\partial x} \cdot q + \frac{\partial q}{\partial x} \cdot P_{(0)} - \frac{\partial P_{(0)}}{\partial x} \cdot q - \frac{\partial q}{\partial x} \cdot P_{(q)} - C_x - e = 0 \quad (13)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial x} = (P_{(0)} - P_{(q)}) \cdot \frac{\partial q}{\partial x} - C_x - e = 0 \quad (13')$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial x} = (P - CMg) \cdot \frac{\partial q}{\partial x} - C_x - e = 0 \quad (14)$$

tem-se:

$$(P - CMg) \cdot \frac{\partial q}{\partial x} = \tilde{C}_x + e \quad (15)$$

em que  $\tilde{C}_x = CMg$  por unidade de emissão,  $\tilde{C}_x > 0$ .

Sob concorrência perfeita tem-se que  $P = CTMe \text{ min}$  (condição de lucro econômico nulo). Logo, para satisfazer a condição de 1.<sup>a</sup> ordem,  $\tilde{C}_x = -e$ , ou seja, o custo marginal da emissão de resíduos deve ser igual ao negativo da taxa.

Se a empresa não estiver sob concorrência perfeita, então  $P > CTMe$  mínimo. Desde que  $\partial q/\partial x > 0$ , para que a condição de 1.<sup>a</sup> ordem seja satisfeita, obtemos  $\tilde{C}_x > e$ . Isto implicará numa redução excessiva das emissões quando já se tenha fixado  $\tilde{C}_x = e$ . Para voltar à situação de equilíbrio a empresa deverá reduzir os preços tal que  $P = CMe \text{ min}$ . Mesmo que a empresa possua poder de mercado, o primeiro termo da expressão pode ser nulo, bastando para isso que  $\partial q/\partial x$  seja nula, implicando numa produção de resíduos completamente independente da produção da empresa (ROBERTS e SPENCE, 1976).

A determinação da taxa pode ser feita de três modos: i) tentativa e erro; ii) baseado nos danos causados pela poluição; iii) baseado nos custos de redução das emissões.<sup>14</sup>

Existem vários problemas associados aos impostos de Pigou os quais foram contundentemente criticados por Coase em 1960 e, posteriormente, por outros estudiosos do tema. Conforme VARIAN (1994), a taxa pigouviana implica na necessidade de se conhecer *a priori*, o nível ótimo de poluição, ou nas palavras de MARGULIS (1994), a implementação de tal taxa envolve a necessidade de quantificação dos custos marginais de degradação.

Uma crítica importante quanto à taxa pigouviana diz respeito a um mercado imperfeito. Caso a fábrica X fosse um produtor monopolista, ela iria oferecer uma quantidade de produto menor que aquela socialmente ótima, e a aplicação da taxa devido a externalidade causada pela sua produção implicaria em uma elevação dos custos de produção de X e a quantidade poderia ser reduzida ainda mais.

### **2.1.3.3. Subsídios como incentivo à redução dos níveis de poluição**

O subsídio constitui-se na assistência financeira, oferecida pelo governo aos poluidores para que esses adotem medidas que reduzam seus níveis de poluição.

O subsídio pode incidir de duas maneiras sobre determinada empresa: i) via redução de impostos; ii) via financiamento para a aquisição de equipamentos de tratamento de resíduos. Neste segundo caso, dado que a empresa deve arcar com os custos de instalação, funcionamento e manutenção, em verdade os seus custos irão aumentar e, conseqüentemente, esta medida não fornece um incentivo à redução da poluição.

Uma forma mais eficiente é a incidência do subsídio sobre o montante de emissões efetivamente reduzidas (o que pode ocorrer com redução dos impostos).

---

<sup>14</sup> Para um exame desses três modos de determinação da taxa, consultar MÄLER (1974), BAUMOL e OATES (1975), BOHM e RUSSEL (1985), VICKERY (1992).

Nestas condições, a empresa tem maior incentivo à redução contínua da poluição gerada em seu processo produtivo. Tal como sob taxaço existe um estímulo à pesquisa de meios menos dispendiosos e que gerem bons resultados quanto a redução de emissões (BAUMOL e OATES, 1975).

O subsídio incide sobre o montante abatido de poluição, sendo necessário estabelecer um nível de emissão de referência,  $re^*$ , tal que o valor do subsídio será<sup>15</sup>:

$$v \cdot (re^* - re) \quad (16)$$

em que  $v$  = valor do subsídio por unidade de emissão abatida;  $re$  = emissão atual.

Tomando o ponto de equilíbrio sem programa de controle da poluição e aplicando os subsídios, a equação de custos torna-se:

$$C = i \cdot w - v \cdot (re^* - re) + ct \cdot rt \quad (17)$$

em que  $i$  = quantidade de insumo utilizado;  $w$  = preço do insumo utilizado;  $re^*$  = nível de emissão de referência;  $re$  = quantidade de resíduos emitidos;  $rt$  = quantidade de resíduos tratados;  $ct$  = custo de tratamento dos resíduos.

Com  $re^* > re$  indicando que só há subsídio (não há taxaço) e que este só incide quando  $re^* - re > 0$  e com o sinal negativo indicando que o subsídio reduz os custos. Tem-se que:

$$CMe^s = CMe - \frac{v \cdot (re^* - re)}{y} + \frac{ct \cdot rt}{y} \quad (18)$$

Se o nível de emissão estiver acima do nível de referência não haverá pagamento de subsídio, logo o segundo termo do lado direito da função se anula, indicando que há um aumento do custo médio da produção.

Como  $re^* - re = rt$  e o subsídio é inferior a 100%, o segundo membro de lado direito da equação é menor que o terceiro membro e portanto,  $Cme^s > Cme$ ,

---

<sup>15</sup> Segue BAUMOL e OATES (1975).

isto é, o subsídio aumenta os custos médios de produção. Mas à medida em que a produção aumenta, o valor do segundo e terceiro termo do lado direito da equação diminuem, e a curva de  $Cm^s$  tende a se aproximar da curva de  $Cm$ . Em termos de  $CMg^s$ , tem-se:

$$CMg^s = CMg - \frac{\partial v}{\partial y} \cdot rt - \frac{\partial rt}{\partial y} \cdot v + \frac{\partial ct}{\partial y} \cdot rt + \frac{\partial rt}{\partial y} \cdot ct \quad (19)$$

em que

$$\frac{\partial rt}{\partial y} = \frac{\partial re^*}{\partial y} - \frac{\partial re}{\partial y} \quad (20)$$

portanto, no caso de redução de emissões a curva de custos marginais sob subsídio e taxaço são as mesmas  $CMg^s = CMg^t$ .

A eficiência de uma política baseada unicamente em subsídios é colocada em dúvida por muitos estudiosos, os quais argumentam que apesar do subsídio reduzir o montante de emissões de cada empresa, no longo prazo há um incremento da emissão total. Conforme MARGULIS (1994), tal resultado é intuitivo, pois o subsídio afeta o lucro de uma firma tal que a leve a permanecer em operação numa situação na qual sem o subsídio ela já teria fechado. O subsídio pode incentivar a entrada de novas firmas no mercado de tal modo que, no total, as emissões do setor aumentem. Portanto a premissa de que o sistema de subsídios e de taxaço produz o mesmo efeito sobre o nível de poluição e que a única diferença entre esses instrumentos será a distribuição de renda (pois as firmas recebem ao invés de pagar) não é verdadeira

#### **2.1.3.4. Mercado de licenças de poluição**

Num sistema de mercado de licenças de poluição (direitos de emissão), o governo leiloa uma determinada quantidade de licenças. Os agentes poluidores só podem emitir uma quantidade de poluição proporcional à quantidade comprada de licenças. Esse instrumento é bastante flexível em dois aspectos.

Primeiramente, as firmas podem negociar posteriormente, entre si, essas licenças e, em segundo lugar, o governo passa a ter a possibilidade de aumentar ou diminuir o nível total de poluição, recomprando ou leiloando mais licenças.

Esse sistema é atrativo porque tem custos administrativos bem reduzidos, ficando restritos à fiscalização, e é flexível para lidar com a variação geográfica dos agentes, o que é uma limitação do sistema de taxação. Contudo, o fundamental a respeito da criação de mercado pode ser apresentado pelas palavras de ALMEIDA (1998:57): “Este é um instrumento de mercado que atua via quantidade e não via preço (custo) de poluição, contornando uma grande dificuldade das taxas verdes que é justamente determinar e manter a taxa ao nível ótimo.”

Este capítulo discutiu externalidades enquanto conceito fundamental para se abordar teoricamente a questão ambiental. Emergiu, em decorrência, a apresentação dos meios de internalização das externalidades designados por mecanismos econômicos os quais constituem-se em instrumentos<sup>16</sup>, segundo os neoclássicos, capazes de induzir os agentes a um comportamento desejado em termos de política ambiental, sem, contudo, restringir o próprio cálculo econômico desses agentes, implicando assim, além de uma maior adesão e menores custos (vantagem estática), também em vantagens dinâmicas tal como o desenvolvimento de novas tecnologias de controle da poluição.

No entanto, ao apresentar-se a formulação do modelo custo-benefício da poluição, verificou-se que a formulação a partir da função de degradação  $CMgE$  e do custo de controle  $CMgC$  não corresponde corretamente ao modelo de externalidades. Verificou-se também que a inovação tecnológica, induzida pela taxa pigouviana, não determina o equilíbrio do modelo, e sim seu deslocamento, dado que, conforme o posicionamento do ponto de igualdade entre  $CMgC$  e  $CMgE$  em relação ao benefício marginal ( $P$ ) e ao custo marginal privado ( $CMg$ ), podem ocorrer resultados diferentes do ótimo induzido pela taxação.

---

<sup>16</sup> “Por incentivos (instrumentos) econômicos entende-se todo mecanismo de mercado que orienta os agentes econômicos a valorizarem os bens e serviços ambientais de acordo com sua escassez e seu custo de oportunidade social” (SERÔA DA MOTTA, 1993:43).

Portanto, o caráter estático da Economia da Poluição gera problemas às análises baseadas no conceito de externalidades na presença de mudanças tecnológicas.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA DO MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE**

No capítulo anterior examinou-se que na concepção dos instrumentos de política ambiental implica a tradução, em valores monetários, da curva de custos marginais externos. A dificuldade de avaliação dos danos ambientais constitui o problema fundamental para a adoção prática da “economia da poluição”, salientando-se assim as limitações do arcabouço neoclássico, cuja fronteira coloca-se no desenvolvimento de métodos adequados para a mensuração monetária dos danos.

Este capítulo apresentará a fundamentação teórica do Método de Avaliação Contingente para a obtenção de valores ambientais. Inicialmente apresentará como a valoração de bens e serviços ambientais se relaciona à obtenção de medidas de bem-estar. Posteriormente, discutirá as medidas de bem-estar a partir das quais se estabelece o método, e a seguir, tratará do problema da agregação das preferências.

#### **3.1. Medidas de disposição a pagar e de disposição a aceitar**

O Método de Avaliação Contingente (MAC) estima o valor monetário de bens e serviços ambientais com base em preferências expressas por

consumidores potenciais, relativas à disponibilidade e aos acréscimos ou decréscimos na qualidade desses bens e serviços. Essa valoração é tomada com base em dois conceitos fundamentais, um baseado na “disposição a pagar” (DAP) e outro baseado na “disposição a aceitar”(DAA). Esses conceitos revelam a existência de duas definições básicas de benefício: por obter uma melhoria ambiental ou por evitar um dano ou prejuízo ambiental. PEARCE e TURNER (1990:128) resumem da seguinte forma a situação a que se aplicam os conceitos:

- DAP para garantir um benefício;
- DAA para privar-se de um benefício;
- DAP para evitar um dano (ou perda);
- DAA para tolerar um dano (ou perda).

A “disposição a pagar” e a “disposição a aceitar” são indicadores monetários de preferências. Embora as disposições a pagar (ou a aceitar) individuais possam diferir, a agregação dessas nos fornece a estimativa do que é socialmente desejável. Assim, a expressão monetária dos benefícios ou danos derivados da alteração da provisão (disponibilidade/qualidade) de um bem ambiental corresponde à medida monetária da mudança no nível de bem-estar social. Portanto, os conceitos de “disposição a pagar” e “disposição a aceitar” estão relacionados com medidas de bem-estar determinadas em modelos teóricos derivados da teoria neoclássica do consumidor.

O formato da questão de valoração contingencial colocada no plano da entrevista condicionará o tipo de medida de bem-estar que se pode obter do processo. Nos mercados, o comportamento dos indivíduos revela a curva de demanda ordinária (marshalliana), mas trata-se aqui de bens para os quais não existem mercados, e conseqüentemente não se pode observar o comportamento dos indivíduos. O MAC objetiva eliminar ou contornar esse problema perguntando diretamente aos indivíduos qual sua DAP ou DAA por uma alteração na provisão de um bem público. Assim, os indivíduos revelam a curva de demanda compensada e as medidas de bem-estar geradas pelo método são as medidas hicksianas .

Na década de 40, em uma série de artigos publicados no “*Review of Economic Studies*”, Hicks sugeriu duas medidas de ganho ou perda que mantêm a utilidade constante no nível inicial e duas medidas que mantêm a utilidade constante em algum nível alternativo específico (BELLUZZO, 1995).

Segundo FREEMAN (1979), as medidas hicksianas: variação equivalente, variação compensatória, excedente de equivalência e excedente de compensação, são “refinamentos teóricos” da medida marshalliana de excedente ordinário do consumidor.

Para MITCHELL e CARSON (1989), as medidas hicksianas podem ser concebidas como a medida marshalliana, calculadas a partir de curvas de demanda, em que a utilidade total é mantida constante a diferentes níveis específicos. Dependendo da posição do direito de propriedade do consumidor vis-à-vis com o bem em questão, cada uma das quatro medidas pode envolver pagamento ou compensação a fim de manter a utilidade no nível especificado. As medidas hicksianas são definidas a seguir.

A Variação Compensatória (VC), é definida como a mudança na renda monetária que, ao novo nível de preços, mede a diferença entre as curvas de utilidade. Para o preço inferior, é a quantidade de dinheiro que pode ser retirada do consumidor de forma que ele fique tão bem como estava antes da alteração no preço (BACON, 1995). Conforme FREEMAN (1979), esta medida indica que pagamento compensatório ou equiparação da mudança na renda é necessária para fazer o indivíduo indiferente entre a situação original e o novo conjunto de preços. A medida VC é interpretada como a quantidade máxima que o indivíduo estaria disposto a pagar pela oportunidade de consumo ao novo conjunto de preços. Para um aumento no preço de  $X_1$ , a medida VC seria o montante a ser pago a esse indivíduo de maneira a torná-lo indiferente à mudança de preço.

A Variação Equivalente (VE) é definida como a mudança na renda monetária que ao nível de preços iniciais mede a diferença entre as curvas de utilidade. Para o preço inferior é a quantidade de dinheiro que pode ser dada ao consumidor, de forma a levá-lo ao novo nível de utilidade (BACON, 1995). A medida EV tem sido descrita como o montante mínimo que o indivíduo aceita

receber para, voluntariamente, privar-se da oportunidade de comprar ao novo conjunto de preços. Mas, para um aumento de preço, a medida VE é a quantidade máxima que o indivíduo pode estar disposto a pagar para evitar a mudança nos preços.

Verifica-se que ambas as medidas, variação compensatória e variação equivalente, permitem ao indivíduo ajustar as quantidades consumidas de ambos os bens em resposta às mudanças nos preços relativos e no nível de renda. As medidas apresentadas a seguir são definidas para estabelecer restrições no ajustamento que o indivíduo faz em sua cesta de consumo.

O Excedente de Compensação (EC) apresenta qual o pagamento compensatório ou equiparação da mudança na renda pode fazer o indivíduo indiferente entre a situação original e a oportunidade de adquirir a nova quantidade do bem cujo preço foi alterado.

O Excedente de Equivalência (EE) indica qual mudança na renda é requerida, dados os preços originais e o nível de consumo do bem a fim de deixar o indivíduo tão bem como ele poderia estar com o novo conjunto de preços.

Conforme MITCHELL e CARSON (1989), as medidas hicksianas de variação devem ser usadas quando o consumidor tem toda liberdade para variar a quantidade do bem considerado, e as medidas hicksianas de excedente quando o consumidor está constringido a comprar apenas quantidades fixas do bem particular. Para o caso especial de bens ambientais, as medidas de excedente seriam, segundo esses autores, conseqüentemente, as mais indicadas.

A escolha entre a formulação de uma questão de DAP ou DAA num levantamento de avaliação contingente é colocada em termos de direitos de propriedade (o agente tem o direito de vender o bem em questão ou, se ele deseja desfrutá-lo, tem de comprá-lo). Tratando-se de bens públicos, onde os direitos são mantidos coletivamente, esta questão freqüentemente não é fácil. O pesquisador tem de tomar uma decisão sobre o apropriado direito de propriedade para o bem, ou seja, o pesquisador é colocado frente à tarefa de decidir qual medida hicksiana de excedente do consumidor usar para uma dada mudança de bem-estar.

### 3.2. Escolha entre as medidas de DAP e DAA

As medidas alcançáveis pelo Método de Avaliação Contingente podem ser representadas em termos da diferença entre duas funções de despesa. Uma tal representação é particularmente esclarecedora porque revela que num levantamento de MAC um entrevistado está sendo pedido a determinar qual mudança em sua renda, juntamente com a mudança no nível do bem público, deixa seu nível de utilidade inalterado.

De acordo com a moderna teoria do consumidor, tal como em VARIAN (1992), tem-se que a função de despesa é um dos modos equivalentes para representar o problema de maximização da utilidade com restrição. Ela é escrita como:

$$e(p, q, U) = Y \quad (21)$$

em que  $p$  é um vetor de preços,  $q$  é um vetor de bens públicos fixados,  $U$  é um nível de utilidade, e  $Y$  é a quantidade mínima de renda necessária para manter o nível de utilidade  $U$ , dados os vetores de bens públicos e preço.

Deixando  $p_0, q_0, U_0, Y_0$  representarem algum nível inicial daqueles argumentos respectivos e  $p_1, q_1, U_1, Y_1$  representarem alguns níveis subseqüentes, podemos representar o excedente de compensação (EC) por:

$$EC = [e(p_0, q_0, U_0) = Y_0] - [e(p_0, q_1, U_0) = Y_1] \quad (22)$$

$$EC = Y_0 - Y_1 \quad (23)$$

Se EC for positivo, então,  $q_1$  é preferido a  $q_0$  e o consumidor estaria desejando pagar até o ponto onde seu nível de utilidade fosse o mesmo da situação inicial.

A extensão para as medidas de bem-estar hicksianas de equivalência é direta. O excedente de equivalência (EE) pode ser escrito como:

$$EE = [e(p_0, q_0, U_1) = Y_0^*] - [e(p_0, q_1, U_1) = Y_1^*] \quad (24)$$

$$EE = Y_0^* - Y_1^* \quad (25)$$

em que  $Y^*_0$  e  $Y^*_1$  não são em geral os mesmos  $Y_1$  e  $Y_0$  da equação (22). Se  $q_1$  é preferido a  $q_0$ , tem-se uma quantidade DAP, enquanto se  $q_0$  é preferido a  $q_1$  tem-se uma quantidade DAA.

Quando os agentes sabem quanto de utilidade eles teriam da disponibilidade de um bem público, as medidas de bem-estar hicksianas são apropriadas. Com a introdução de vários tipos de incerteza, isto não é mais necessariamente verdadeiro, e novas medidas de bem-estar devem ser definidas. Isto ocorre porque a utilidade que um agente espera receber de um bem, numa perspectiva ex-ante, pode diferir drasticamente da utilidade que este agente espera receber numa perspectiva ex-post. Para a maioria dos propósitos econômicos de bem-estar, a perspectiva ex-ante geralmente é considerada a mais apropriada em situações onde a incerteza sobre os resultados está envolvida. O princípio da soberania do consumidor sugere que os formuladores de políticas devam tentar executar os desejos correntes do público - claramente um objetivo com uma perspectiva ex-ante .

O modo tradicional de medir benefícios baseia-se na estimação de alguma forma da curva de demanda ordinária que permite ao pesquisador obter o excedente marshalliano; este evita que se tenha de tomar uma decisão sobre o apropriado direito de propriedade, porém essa medida apresenta problemas e não permite que se obtenha uma estimativa verdadeira de mudança de bem-estar de um agente. Como resultado, o pesquisador de MAC é colocado frente à tarefa de decidir qual medida hicksiana de excedente do consumidor usar para uma dada mudança de bem-estar. Durante a década passada, os pesquisadores de MAC, consistentemente, obtiveram de seus entrevistados valores de DAA consideravelmente maiores do que os valores de DAP para o mesmo bem. Este resultado, que foi contrário às expectativas, gerou considerável e contínua controvérsia. São colocadas para a análise duas questões básicas: a) a teórica, que busca apreender até que ponto as medidas hicksianas - DAP e DAA - de excedente do consumidor devem estar separadas; b) a metodológica, que busca esclarecer se as questões de DAP e DAA são igualmente plausíveis para os entrevistados.

Várias hipóteses foram desenvolvidas para explicar a diferença de DAP < DAA. Algumas focalizaram-se nos levantamentos de avaliação contingente enquanto outras consideraram uma classe mais geral de comportamento de escolha contingente e observada. As explicações propostas podem ser classificadas em quatro tipos principais: (1) rejeição do direito de propriedade de DAA; (2) hipótese do consumidor cauteloso; (3) teoria de *prospect*; e (4) outras modificações e reinterpretações da teoria econômica reconhecida.

De acordo com a primeira destas explicações, as pessoas são motivadas a dar valores mais altos de DAA porque elas rejeitam os direitos de propriedade incluídos no formato de disposição a aceitar. Os estudos de MAC utilizando questões de DAA recebem consistentemente um grande número de respostas de protesto, tais como “Eu recuso vender” ou “Eu desejo uma quantidade de compensação extremamente grande ou infinita para concordar com isto”, e freqüentemente experimentam taxas de protesto de 50% ou mais. Torna-se visível que os entrevistados que dão resposta de protesto consideram o direito de propriedade de DAA improvável ou ilegítimo, ou ambos. Entretanto, a manifesta rejeição do formato de DAA é muito menos comum quando o pagamento em dinheiro é oferecido em condições simuladas de mercado.

A segunda hipótese é de que os consumidores são cautelosos, particularmente em levantamentos de avaliação contingente. RANDALL (1987), argumentam persuasivamente que aqueles consumidores que estão incertos, que necessitam de tempo para otimizar a decisão sobre o bem em questão, ou que são avessos ao risco, tenderão a apresentar uma menor quantidade de disposição para pagar e uma maior quantidade de disposição para receber do que dariam em condições sem incerteza, neutralidade de risco, e tempo ilimitado para se engajarem em planejamento ótimo. RANDALL (1987) propuseram que estas diferenças convergirão se as pessoas tiverem a chance de acostumarem-se a fazer julgamentos de valor de DAP e DAA. Para testar esta proposição foram conduzidos experimentos de laboratório usando formatos com dinheiro e bens reais. A interpretação das descobertas mostram que quantidades de DAP e DAA realmente convergem à medida em que os sujeitos ganham experiência em

ensaios repetidos. Entretanto, a maior parte de mudança vem na forma de decréscimos em DAA, enquanto as quantidades de DAP são muitas vezes realmente estáveis em ensaios e próximas às respostas iniciais hipotéticas dadas pelos sujeitos.

A terceira hipótese baseia-se na teoria de *prospect*, que utiliza uma estrutura descritiva, a fim de analisar as preferências baseadas em ganhos ou perdas de uma posição de referência neutra. De acordo com a teoria de *prospect*, a função de valor é mais íngreme para perdas do que para ganhos. Considerando uma mudança equivalente em utilidade sob duas condições, *a* e *b*; em *a* a mudança é uma perda, e em *b* é um ganho. Ao contrário da teoria padrão de utilidade esperada, a qual assume que as pessoas dão o mesmo valor para *a* e *b*, a teoria de *prospect* defende que o valor das pessoas para *a* será maior do que o valor que elas atribuem para *b*. Conseqüentemente, com o formato de DAA que envolve a renúncia de um bem agora mantido ou para o qual alguém é habilitado, a teoria de *prospect* prediz que uma maior quantidade de compensação será demandada. A natureza da quantidade fixada de provisão dos bens públicos não apenas tende a acentuar esta noção de uma diferença entre uma perda e um ganho da mesma magnitude, mas também tem a propriedade de frequentemente incluir uma escolha distinta sobre se o entrevistado sempre obterá o bem em questão.

A quarta hipótese que considera a diferença  $DAP < DAA$  é baseada no trabalho teórico de HANEMANN (1984), que argumenta que a natureza da escolha distinta de muitos levantamentos de avaliação contingente tem implicações importantes e não resolvidas para as possíveis diferenças entre os valores de DAP e DAA. Em poucos casos especiais, HANEMANN (1984) conseguiu demonstrar que as diferenças entre DAP e DAA poderiam ser grandes e ainda consistentes com a teoria econômica padrão. HANEMANN (1996), desenvolveu argumentos teóricos para o caso geral de quantidades constrangidas, os quais mostraram que a diferença entre DAP e DAA dependia de dois parâmetros desconhecidos, e que valores realmente razoáveis destes parâmetros poderiam levar a grandes diferenças entre os valores de DAA e DAP. HANEMANN (1996) mostrou que a formulação de RANDALL (1987) para o

problema foi correta, porém que o parâmetro-chave desconhecido que eles denominaram “flexibilidade de preços da renda” era um termo muito especial que não poderia ser interpretado de modo comparável à elasticidade padrão da renda. Portanto, é necessário que os valores razoáveis para este parâmetro não sejam aqueles no intervalo usual das elasticidades da renda. HANEMANN (1996) demonstrou que a flexibilidade de preço do parâmetro da renda  $\xi$  era realmente a razão de duas outras elasticidades:

$$\xi = \eta/\sigma_0 \quad (26)$$

em que  $\eta$  era uma elasticidade da renda e  $\sigma_0$  era uma elasticidade de substituição entre o bem público sendo avaliado e todos os outros bens no sistema econômico.

A importância das descobertas de HANEMANN (1996) é que para bens públicos com muitos substitutos próximos,  $\sigma_0$  será grande, com o resultado que  $\xi$  será pequeno e DAP e DAA devem estar próximos simultaneamente. Para um bem público com poucas possibilidades de substituição, como  $\sigma_0$  é pequeno relativamente a  $\eta$ , DAP e DAA podem estar muito separados, possivelmente indefinidamente de modo que  $\sigma_0 = 0$ .

Finalmente, deve-se considerar que a diferença  $DAP < DAA$  pode ser dada por uma combinação dos fatores identificados nestas hipóteses. Embora possa ser possível projetar com sucesso questões de avaliação contingente de DAA em algumas situações, particularmente se um formato de MAC do tipo *referendum* for usado, a tarefa não será fácil. No entanto, existem muitas razões para acreditar que uma medida de DAP é o formato correto para avaliar decréscimos no nível de provisão de uma ampla classe de bens públicos, que antes eram supostos exigir uma medida de DAA.

Para o dilema de DAP - DAA, MITCHELL e CARSON (1989), propõem uma resolução parcial baseada numa reconsideração do direito de propriedade incluído naqueles bens públicos que requerem pagamentos anuais ou equivalentes para manter um determinado nível do bem. Um número de importantes bens públicos têm esta característica. Por exemplo, a qualidade do ar

rapidamente declinaria se nenhum dinheiro fosse despendido pelo governo e iniciativas privadas em medidas de controle. Para este tipo de bem público, nenhum título de propriedade, ou uso *per si*, apreende a importante relação entre o bem e o consumidor.

Para MITCHELL e CARSON (1989), diferentes dimensões devem ser consideradas para definir o direito de propriedade para um bem público que requer pagamentos anuais para manter um dado nível, como apresenta-se a seguir.

A primeira dimensão é se o bem público é individualmente ou coletivamente mantido. Todo membro de uma importante coletividade (cidade, nação, associação de donos de condomínios, e assim por diante) tem um direito comum de propriedade do bem, embora aos membros individuais possam ser outorgados acessos diferenciais. Para alguns bens, o acesso pode dar direitos de uso exclusivo. Embora a partir da perspectiva do consumidor individual seja possível identificar uma ampla variedade de direitos de propriedade para os bens públicos, o propósito dos autores em evidência pode ser cumprido trabalhando-se com duas dimensões básicas, direitos coletivamente mantidos e individualmente mantidos.

Os direitos coletivamente mantidos ocorrem onde o acesso (ou acesso potencial) ao bem é disponível a todos os membros da coletividade, e os membros individuais não podem vender seu direito de acesso. A qualidade do ar e da água são excelentes exemplos de bens para os quais os consumidores individuais têm direitos de propriedade coletivos e não transferíveis deste tipo. Se há um custo para prover o bem a um dado nível de qualidade, normalmente quem arca com ele são todos os consumidores através de alguma combinação de taxas, preços mais altos, contribuições, e semelhantes. Se o nível de pagamento não for mantido, a qualidade do bem muitas vezes degenerará. Se é desejado um aumento da qualidade, serão necessários pagamentos mais altos para cobrir o custo de prover um novo nível de qualidade. Quanto menos excetuável é o bem, mais provavelmente ele será mantido coletivamente, desde que os empresários não possam eficientemente provê-lo com um lucro. A analogia apropriada para

este tipo de bem público não são os bens vendidos ou comprados no mercado, mas as taxas de manutenção .

Algumas vezes, a coletividade outorga direitos exclusivos aos indivíduos para usar um bem público porque tal outorga é julgada servir ao interesse público. Nestes casos, o bem público não foi totalmente transformado em bem privado porque o governo ainda mantém um interesse no direito e pode revogá-lo. Alguém que deseja comprar uma frequência de radiodifusão de um portador ou proprietário de um título de licença, por exemplo, deve satisfazer certos critérios impostos pelo Governo, a fim de tomar posse. Mais comumente, a coletividade outorga um direito não transferível.

A segunda dimensão para determinar a medida de excedente apropriada para um bem público é se um dado nível de qualidade é acessível ou não. Usa-se o conceito “acessível” em vez de “uso atual” porque os bens públicos freqüentemente envolvem vários tipos de valores de existência além dos valores de uso. Esta estrutura para conceituar o direito de propriedade para bens públicos tem importantes implicações na escolha da medida correta do excedente hicksiano, para levantamentos de avaliação contingente. O objetivo é medir os benefícios destes bens a partir do nível inicial de utilidade do consumidor. Onde um dado nível de qualidade de um bem público não é correntemente disponível, uma medida de  $EC_{DAP}$  é indicada para determinar o valor da provisão aumentada, exatamente como é para determinar o excedente do consumidor para um bem privado que um indivíduo nem possui nem correntemente usa. Em ambos os casos, a medida é a quantidade que o consumidor está desejando pagar para o melhoramento que o deixa exatamente tão bem antes da mudança quanto depois.

Entretanto, no caso do bem público, uma medida de  $EC_{DAP}$  é indicada para um decréscimo proposto quando o nível de qualidade é correntemente disponível. Desde que o consumidor já esteja pagando pelo bem, numa base regular, o excedente de compensação hicksiano para este caso é a quantidade que o consumidor está querendo pagar para abster-se da redução no nível de qualidade do bem e ainda ficar tão bem quanto antes. Isto é medido num levantamento de MAC, do seguinte modo: um entrevistado, primeiro, seria

informado que ele já está pagando anualmente de alguma forma relevante - taxa e preços mais altos, por exemplo - para prover o nível corrente de qualidade de um bem. Então, lhe seria solicitado informar o pagamento máximo que ele deseja fazer para preservar este nível de qualidade. Para usar uma analogia de *referendum*, pede-se ao consumidor para determinar a quantidade mais alta que ele estaria desejando pagar anualmente em taxas por um dado programa que garanta manter o atual nível de oferta de um bem durante os próximos e sucessivos anos fiscais. Notar-se-ia que o formato de DAA é claramente inconsistente com o caráter intransferível deste direito de propriedade.

Obtidas as medidas de benefício para os indivíduos, apresenta-se o problema da agregação, ou seja, qual a relação entre o bem-estar dos indivíduos e o bem-estar social, ou ainda, como pode-se usar as informações dadas pelas medidas de benefício para se escolher uma alternativa de política pública.

### **3.3. O problema da agregação das preferências**

A ciência econômica pode ser dividida em dois ramos, o positivo e o normativo. A ciência econômica positiva procura descrever como o mundo trabalha enquanto o ramo normativo, freqüentemente reportado como economia do bem-estar, procura fazer julgamentos sobre o desejo de que o governo empreenda políticas particulares, ou colocado em outras palavras, como o mundo poderia trabalhar. Grande parte da história da economia do bem-estar tem sido dominada pela noção de “uma função de bem-estar social,” e a produção “ótima” de uma economia tem sido vista como determinada pelo ponto de tangência entre a função do bem-estar social e a fronteira de possibilidade de produção.

A primeira interpretação da função de bem-estar social foi definida simplesmente como a soma da utilidade dos membros da sociedade para a produção de diferentes combinações de bens. Assumiu-se a utilidade como sendo mensurável num sentido cardinal e comparável através dos indivíduos. No final dos anos 30, a noção de utilidade cardinal tinha sido quase completamente rejeitada pelos economistas a favor de uma definição ordinal de utilidade, sem

comparabilidade através dos indivíduos, o que corroeu a base da função de bem-estar social. De acordo com MITCHELL e CARSON (1989), Bergson em 1938 e Samuelson em 1947, tentaram reconstruir a função bem-estar social de acordo com a nova fundamentação ordinal de utilidade, porém seus esforços defrontaram-se com o trabalho de Arrow (1951) e seus seguidores. Arrow, através do Teorema da Impossibilidade, mostrou que não havia modo não-ditatorial para agregar as preferências numa função de bem-estar social tal que não violasse alguns axiomas simples e realmente desejáveis de comportamento e escolha (MITCHELL e CARSON, 1989).

Em busca de um novo critério de bem-estar, os economistas voltaram-se para o critério mais fraco, mas eticamente mais neutro, o critério de Pareto, que afirma que as mudanças as quais tornam pelo menos uma pessoa melhor sem tornar ninguém pior são Pareto-ótimas e devem ser empreendidas. Os incrementos de Pareto podem ocorrer a partir de pontos no interior até alcançar a fronteira de possibilidade de produção. Verifica-se que o critério Pareto é uma diretriz muito mais fraca contrastando-o com uma função de bem-estar social que especifica um ponto ótimo único para a economia na fronteira de possibilidade de produção, mas esse é o único procedimento existente para contornar o problema normativo envolvido na questão.

A análise de custo-benefício, o lado aplicado da moderna ciência econômica do bem-estar, operacionaliza uma variante do critério Pareto, tentando encontrar formas de colocar valores monetários sobre os ganhos e perdas para aqueles indivíduos afetados por uma mudança no nível de provisão de um bem público. Isto permite calcular ganhos ou perdas líquidas provenientes de uma mudança política, e determinar se a mudança é potencialmente Pareto-ótima. Antes de examinar mais detalhadamente o critério Pareto, será útil explorar duas suposições-chave da ciência econômica positiva na qual a teoria econômica do bem-estar está baseada.

A primeira e talvez básica suposição da teoria econômica positiva é que os agentes econômicos (indivíduos, famílias, consumidores ou firmas), quando confrontados com uma possível escolha entre duas (ou mais) cestas de bens, têm

preferência por uma cesta que por outra. A segunda principal suposição é que, através de suas ações e escolhas, um agente econômico tenta maximizar seu nível global de satisfação ou utilidade. Ambas as suposições têm implicações importantes para o método de avaliação contingente. Quando associadas a condições extras envolvendo transitividade e não-saciedade, estas suposições levam a algumas predições acentuadamente poderosas acerca de como os agentes se comportarão em diferentes situações.

Quando se fornece aos agentes dotações iniciais de recursos e lhes permite comercializar, as ações e escolhas resultantes demonstram uma clara teoria de valor. Os agentes comercializam até que, dadas as dotações iniciais globais, não haja possíveis comércios que aumentem a utilidade de qualquer dos dois agentes. O valor de um bem é o máximo que o agente está desejando entregar em troca do controle do recurso, ou, em termos de outros recursos do agente, no mínimo, o que o agente controlador está desejando aceitar em troca de deixar o bem.

A aplicação de um tal sistema de valor para a provisão de bens públicos envolve suposições normativas claras, à medida em que a dotação inicial (ou existente) de recursos (capacidade, renda ou prosperidade) exerce um papel-chave na determinação do valor. Num contexto econômico, nada tem valor dentro ou fora de si mesmo; o valor é possível somente em relação ao sistema econômico global. Mesmo neste caso, o valor é definido apenas como o máximo que alguém está desejando pagar por um bem, ou pelo menos o que o proprietário de um bem está desejando receber em troca por ele.

Voltando à ciência econômica do bem-estar, duas características básicas da análise de custo-benefício seguem naturalmente a partir deste fundamento econômico positivo. A primeira é a aceitação da soberania do consumidor, um princípio incorporando a crença de que o consumidor é o melhor juiz do que lhe dá utilidade; a segunda é uma tendência da análise custo-benefício para enfatizar a eficiência econômica e não o problema distributivo. A eficiência é um foco natural para os economistas porque sua medida segue diretamente da teoria econômica positiva básica. O método da avaliação contingente, conforme seus

defensores, é consistente com a suposição de soberania do consumidor, e é único entre as técnicas de medição de benefícios com capacidade de obter informações distributivas detalhadas.

O critério usado pela economia do bem-estar para julgar uma dada política é se essa política é Pareto-ótima, isto porque na prática há muito poucas, quando nenhuma, mudanças políticas que não tornem alguém pior. O único modo que um tal critério pode ser implementado consiste em possibilitar àqueles que ganham com uma mudança política compensarem os perdedores. Conforme o teste de compensação, o critério Pareto é satisfeito se, depois que os ganhadores compensaram os perdedores, um agente está melhor e ninguém está pior. Entretanto, na prática, a compensação raramente é paga, e o teste de compensação não é de grande uso prático.

Hicks e Kaldor (1939), citados por MITCHELL e CARSON (1989), propuseram um critério de bem-estar que foi alternativamente denominado de critério Pareto-ótimo potencial ou o teste de compensação potencial. O critério Pareto potencial tem sido controverso porque, sem o real pagamento da compensação, é possível melhorar um grupo de pessoas muito pequeno enquanto piora uma vasta maioria. Enquanto alguns economistas argumentam que fazer a transferência de compensação não é tão difícil quanto parece e, portanto, somente o teste da compensação e não o teste de compensação potencial deve ser considerado, tem sido verificado que o teste de compensação potencial tem larga aceitação e uso entre os referidos economistas.

O uso do critério de Pareto-ótimo potencial tem sido justificado sobre várias bases. A mais comum destas é o argumento segundo o qual os projetos devem ser decididos pela estrita eficiência econômica, desde que as autoridades possam, se necessário, usar transferências de importância global para atenuar quaisquer conseqüências distributivas. Intimamente relacionado a isto é o argumento que o critério Pareto potencial é apenas uma parte da informação disponível aos elaboradores das políticas, os quais são livres para rejeitar mudanças políticas com conseqüências distributivas adversas, se quiserem. Outra justificativa comum é que enquanto qualquer simples mudança política pode ter

conseqüências adversas para algum grupo, o governo empreende grande número de projetos para melhorar o bem-estar de seus cidadãos; se cada um desses projetos satisfaz o critério Pareto potencial, é provável que todos, ou pelo menos quase todos, estarão em melhor situação se todos os projetos forem implementados.

Em resumo, o propósito deste capítulo foi realizar uma investigação das relações entre o MAC e a teoria da mensuração do bem-estar, tendo em vista que essas relações são fundamentais para a própria compreensão do método, bem como na formulação ou escolha do modelo sob o qual se obtêm e analisam-se os dados obtidos no mercado contingente.

Verificou-se que o problema básico relativo a mensuração do bem-estar refere-se à definição e escolha de uma medida monetária capaz de obter a alteração no nível de bem-estar dos indivíduos proveniente de alterações na provisão de bens e serviços ambientais. Ainda que a noção de função de bem-estar social seja inconsistente, ela é fundamental à economia do bem-estar aplicada. Com relação à agregação das preferências, na prática utiliza-se o critério Pareto-eficiente como forma de contornar o problema normativo envolvido na questão.

#### 4. O VALOR ECONÔMICO DO MEIO AMBIENTE

Este capítulo amplia a discussão sobre valores ambientais presente nos capítulos anteriores, a partir da caracterização de seus particulares elementos constitutivos, passando a incorporar a idéia de que a noção de valor enquanto preços de mercados é mediada, pela própria teoria neoclássica, por meio do reconhecimento de que os bens e serviços ambientais possuem além do valor de uso (atual e futuro), um valor de existência ou não-uso.

Precisamente, o que se pretende neste capítulo é apresentar a noção de valor do meio ambiente como a soma dos valores de uso, de opção e de existência. A seguir será discutida a natureza desse valor (ou desses valores) e sua apreensão por meio da revelação das preferências.

Segundo PEARCE e TURNER (1990), o valor econômico do meio ambiente é obtido através da seguinte expressão:

$$\text{VALOR ECONÔMICO TOTAL} = \text{VALOR DE USO} + \text{VALOR DE NÃO-USO} \quad (27)$$

em que

$$\text{VALOR DE USO} = \text{VALOR DE USO ATUAL} + \text{VALOR DE OPÇÃO} \quad (28)$$

O ponto fundamental da conceituação de “valor econômico do meio ambiente” tomado da expressão (27) é a definição de um “valor total” dado pela

adição do “valor de uso” ao “valor de não-uso”. Enquanto os métodos indiretos de valoração de bens públicos e mais pontualmente, de bens ambientais, só podem captar parte do “valor total”, isto é, o “valor de uso”, acredita-se de uma forma genérica, embora não absolutamente consensual, que o método de avaliação contingente é capaz de medir benefícios totais que incluem uma dimensão de “não-uso”.

#### **4.1. Tipologia dos valores ambientais**

Considerando cada tipo de bem, existem razões pelas quais o nível de satisfação ou utilidade do indivíduo poderia aumentar se o bem lhe é provido. De acordo com a doutrina econômica da soberania do consumidor, o comportamento de consumir do agente, em mercados, é um sinal suficiente de suas preferências pelos vários bens, e as razões pelas quais ele mantém esses valores não têm nenhuma importância econômica. A questão de como um indivíduo poderia avaliar mudanças na provisão de bens públicos não negociados em mercados, entretanto, significa mais do que medir benefícios; é também importante identificar todo o âmbito dos possíveis benefícios.

Uma ampla consideração dos benefícios de uma mudança no nível de um bem público deveria incluir todas as categorias que legitimamente provêm de uma mudança específica na provisão de um dado bem. Este conceito é conhecido como “valor total”. Alguns tipos de benefícios são mais fáceis de medir do que outros, e a omissão dos economistas em medir os valores de não-uso ambientais há muito tem sido criticada. Muito da história da valoração dos benefícios pode ser escrita em termos de como os pesquisadores imaginaram modos para medir uma fração cada vez maior dos benefícios totais de prover um bem público. Entretanto, como a fronteira de medição dos benefícios avança muito da tradicional compreensão econômica de consumo e, por esta razão, da possibilidade de validação por alguma forma de comportamento de mercado, expressam-se na literatura preocupações de que a inclusão deste âmbito mais amplo de benefícios possa exagerar, talvez consideravelmente, o valor dos bens

públicos. Mas, legitimamente, nenhuma das categorias ou subcategorias de benefícios seriam consideradas como aditivamente separáveis sem a imposição de restrições adicionais e relativamente arbitrárias (TIETENBERG, 2000).

Para uma discussão das classes de benefícios, MITCHELL e CARSON (1989) apresentam, como exemplo, a tipologia dos benefícios da qualidade da água doce. A classe de uso dos benefícios consiste de todos os modos correntes diretos e indiretos em que um agente espera fazer uso físico do bem público. No caso da qualidade da água doce superficial, os benefícios de uso direto podem surgir como resultado das atividades comerciais ou recreacionais, ou podem surgir de atividades de retirada tais como o uso da água para irrigação agrícola, para resfriamento ou lavagem em processos industriais, ou (após tratamento) para água de beber. Esta classe de benefício também tem uma dimensão indireta, criada quando as características do corpo d'água aumentam as atividades nas proximidades. Pode-se listar, por exemplo, dois tipos de benefícios de uso indireto: aqueles que ocorrem porque a qualidade da água é um componente vital de um ecossistema ou habitat que mantém certos tipos de recreação como pescar ou observar as aves; e aquelas que ocorrem porque a qualidade da água fornece um ambiente esteticamente agradável para atividades, como fazer piqueniques perto de cursos d'água, etc.

Porque elas poderiam ser medidas observando-se as mudanças nos preços de mercado, as atividades comerciais como pescar para vender o produto, a irrigação, e o tratamento da água industrial eram inicialmente de maior interesse para os economistas. Um trabalho de Krutilla de 1967 exerceu importante papel em expandir a determinação dos benefícios incluindo a função exercida pelos recursos (qualidade da água, por exemplo) em manter as atividades públicas recreacionais. FREEMAN (1979) fez uma revisão de estudos sobre poluição da água e mostrou que os benefícios recreacionais eram muito maiores do que qualquer dos benefícios comerciais. Mais recentemente, economistas tentaram expandir o escopo das determinações de benefícios empíricos para incluir as categorias de benefícios de usos indiretos.

Voltando agora ao valor de opção, este é um valor de uso futuro do bem ou serviço ambiental. Tal valor é trazido para o presente com base em custos de oportunidade e desconto dados pelas preferências correntes. A dificuldade com tal valor refere-se às incertezas e possíveis irreversibilidades inerentes à questão ambiental.

A natureza do valor de opção continua sendo um tópico de debate entre os economistas. Trabalhos recentes indicam a importância de se distinguir os pontos *ex-ante* e *ex-post* do conceito. Considerando uma situação na qual o estado do mundo que existirá no período de tempo 2 é desconhecido no período de tempo 1, o preço de opção é definido como o estado *ex-ante* (período 1) independente da disposição para pagar por uma mudança especificada no nível do bem público em questão. O preço de opção usualmente é considerado como sendo a medida de bem-estar relevante na análise de custo-benefício, porque os governos devem decidir quais ações conduzir no período 1, e os pagamentos dos cidadãos pela mudança raramente são dependentes do que o estado do mundo materializa no período 2. Esses pagamentos podem ser definidos em termos de uma função de despesa planejada (MITCHELL e CARSON, 1989).

O problema em tentar, num levantamento de MAC, medir o valor de opção é que os indivíduos não consideram muito plausível o conceito de comprar uma opção de um nível específico de um bem público no futuro. Nem são significativos os contratos contingentes a partir de uma perspectiva política, já que o provedor de bens públicos - o governo - não pode controlar a incerteza das pessoas sobre se elas usariam estes bens. Ao contrário, a experiência mostra que o que os levantamentos de MAC quase sempre oferecem à venda - certa provisão de um bem para possível uso no futuro a um preço específico - concorda estritamente com a compreensão das pessoas a respeito de como os bens públicos são providos.

Para MITCHELL e CARSON (1989), os valores de opção têm sido utilizados em estudos recentes mais propriamente como fatores de correção para cálculos de benefícios totais, a partir de perspectivas incorretas, do que propriamente como uma categoria de benefício.

Economistas do meio ambiente freqüentemente usam o termo “existência” para se referirem aos benefícios de não-uso, considerando que as pessoas obtêm a utilidade de um bem por várias razões diferentes de seu esperado uso pessoal. Ao contrário dos valores de uso, que ocorrem porque as pessoas são fisicamente afetadas por um bem de algum modo, os valores de existência envolvem a noção que uma pessoa não tem, por exemplo, que visitar um local recreacional para ganhar a utilidade a partir de sua manutenção ou melhoramento.

Na ciência econômica, há uma certa tendência a renegar o significado de um tal conceito. Mas as pessoas encontram modos de expressar valores de não-uso no mercado privado. Especialmente nos países ricos, milhões de dólares em taxas e contribuições voluntárias são pagas por membros de grupos ambientalistas, que também oferecem seu tempo para trabalhar a favor de causas ambientais. Esses fatos colocam como evidente a realidade dos valores de não-uso. Embora comportamentos como estes sejam indicativos de que os valores de existência são reais, mercados completos onde as pessoas podem expressar seu valor de não-uso em unidades monetárias não existem.

Em outros campos da ciência econômica, o termo “custo/renda psíquica” é freqüentemente usado para descrever um conceito similar ao valor de não-uso. Tem sido demonstrado que as pessoas estão desejando aceitar salários mais baixos em troca da satisfação de fazer algo que “vale a pena”. Também tem sido há muito reconhecido que há custos psíquicos levando as pessoas a deixarem as atividades agrícolas e, por outro lado, que muitos trabalhadores urbanos estão desejando retornar para o meio rural por salários muito mais baixos do que um diferencial de custo de vida sugeriria. Nos casos do valor de não-uso e da renda psíquica, as pessoas estão influenciadas, em parte, pelas preferências por atributos de situações ou bens que são secundários ao atributo presumível de ser uma fonte primária de valor, tal como o salário pago a um trabalhador ou o uso recreacional de uma massa de água. Em nenhum exemplo os benefícios realmente resultam do processo de consumo como é usualmente descrito em modelos econômicos, onde as mercadorias são gastas ou esgotadas.

À medida em que o método de avaliação contingente tem ganhado aceitação e as estimativas de benefícios parecem refletir um componente de não-uso significativo, alguns economistas procuram esclarecer a natureza desses benefícios, e outros tentam usar levantamentos de MAC para obter medições separadas de um ou mais dos vários tipos de benefícios de não-uso. Apesar do forte debate e da profusão de terminologia que caracterizam essa literatura, acredita-se que as idéias são agora suficientemente bem compreendidas, tal que permitem aos pesquisadores de MAC maior confiança quanto à obtenção de valores totais (MITCHELL e CARSON, 1989).

Pesquisas realizadas por MITCHELL e CARSON (1989), tentando identificar que tipos de benefícios podem as pessoas obter da provisão de um bem público, não considerando seu uso pessoal, identificaram quatro tipos de benefícios, que constituem duas categorias - consumo delegado e procuradoria. No caso dos valores de consumo delegado, a utilidade é ganha de saber-se a respeito do consumo de outros. Estes “outros” podem ser generalizados ou podem ser indivíduos em particular conhecidos do entrevistado. A motivação por trás dos valores de consumo delegado pode surgir a partir de um senso de obrigação de prover o bem ou de um senso de verdadeira utilidade interdependente e compartilhada. Na prática, muitas vezes é difícil conseguir que os indivíduos façam distinção entre estes motivos, porém, para os propósitos da análise econômica (incluindo o projeto de um levantamento de MAC), isto raramente é necessário.

Os valores de procuradoria envolvem o desejo de ver os recursos públicos usados de um modo responsável e conservados para as futuras gerações. Há dois tipos de valores de procuradoria - os valores de herança e os valores inerentes. Os valores de herança existem quando alguém gosta de saber que a provisão de um bem torna-o disponível para outros apreciarem no futuro. Também, parte da procuradoria são valores inerentes, que se originam da satisfação do entrevistado de que o próprio bem, uma área selvagem, por exemplo, seja preservado independentemente se será sempre usado por alguém.

Os diferentes tipos de benefícios de não-uso coexistem uns com os outros e com valores de uso. Enquanto os valores de procuradoria não resultam do uso humano corrente, eles podem ser estimulados pelo uso e ocorrer simultaneamente com ele, por exemplo, o valor de procuradoria de alguém para lagos da selva é provável de ser aumentado pela experiência da pesca durante expedições de passeios na selva. Portanto, enquanto as várias dimensões do valor de não-uso são analiticamente distinguíveis, e todas entram numa função de utilidade do consumidor, é provável que elas sejam muito difíceis de desenredar-se e serem medidas separadamente. O mesmo pode-se dizer de certos tipos de valores de uso, tais como os benefícios estéticos (visibilidade) e de saúde da qualidade da água.

Alguns economistas aceitam a importância econômica dos valores de não-uso (incluindo valores inerentes), mas acreditam que usar a avaliação contingente para medir esta categoria de benefícios inevitavelmente resultará em estimativas inválidas de benefícios. Eles temem, em particular, que a natureza não-experimental dos benefícios desta categoria possa levar as pessoas a aumentar suas quantidades de DAP onde a categoria é invocada.

Enquanto acredita-se, de uma forma genérica embora não absolutamente consensual, que os levantamentos de MAC são capazes de medir benefícios que incluem uma dimensão de não-uso, a maioria dos pesquisadores do método são menos otimistas acerca da capacidade dele em obter estimativas significativas de valores de componentes separados. A compreensão sobre o comportamento do entrevistado na colocação de MAC é que quando as pessoas são solicitadas a avaliar um bem, tal como a qualidade natural de um rio, elas fazem um julgamento holístico. Em vez de passar por um processo mental no qual elas avaliam cada uma das relevantes categorias e subcategorias de benefícios e depois combinam estes valores em suas mentes para chegar a um valor total, os indivíduos podem chegar a um julgamento global. Este julgamento refletirá a configuração dos benefícios que eles acreditam advir. Segue-se, a partir deste modelo de tomada de decisão, que os indivíduos, no contexto do MAC,

provavelmente achem difícil avaliar separadamente os benefícios dos componentes, se solicitados a pensar sobre eles um por um.

Este capítulo discutiu o valor total do meio ambiente dado pela soma de valores de uso e valores de não-uso. Embora pareça difícil obter valores para as categorias e subcategorias isoladamente, o ponto fundamental do conceito é a determinação de um valor total que se expressa, para o meio ambiente, de forma diferenciada, ou mais complexa, que os valores correntemente definidos no mercado para outras categorias de bens e serviços. A natureza qualitativa fundamentalmente intangível de alguns valores inerentes aos bens e serviços ambientais foge à lógica da teoria econômica convencional, propiciando críticas e objeções à idéia de valoração monetária a partir das preferências individuais.

## 5. O MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE

Até aqui, a preocupação fundamental foi com relação à teoria subjacente à estruturação do Método de Avaliação Contingente para a obtenção de valores ambientais, tendo sido esses discutidos no capítulo 4. Desse modo, cabe ainda a apresentação das proposições do método, objeto deste capítulo.

Uma estimativa de benefícios decorrentes da conservação ou preservação de um recurso ambiental (ou danos no caso da não-proteção), por meio do MAC baseia-se nos conceitos de “disposição a pagar” e “disposição a aceitar”. O objetivo do MAC é obter valorações ou ofertas, as quais sejam próximas àquelas que poderiam ser reveladas se o mercado existisse. Não há uma estrutura ou abordagem padrão definida para a pesquisa baseada na avaliação contingente, ainda que as suas aplicações sempre apresentem alguns pontos bem definidos.

O Método de Avaliação Contingente consiste num processo de perguntas aos indivíduos sobre o quanto eles estariam dispostos a pagar (DAP) para garantir um benefício ou quanto estariam dispostos a aceitar (DAA) para abrir mão de um benefício, ou seja, arcar com um custo. O processo de perguntas se dá no âmbito de um mercado hipotético construído pelo pesquisador no próprio contexto da pesquisa. Nesse mercado hipotético o entrevistado é um consumidor potencial que, nessa oportunidade, pode comprar o bem em questão, isto é, o entrevistado revelará sua preferência pelo bem tal como num verdadeiro

mercado. Os valores simulados na pesquisa e sob os quais os entrevistados revelam suas preferências, bem como os valores estimados pelo método, são contingentes ao mercado hipotético.

### **5.1. Técnicas usadas pelo método de avaliação contingente para obtenção da disposição a pagar**

O mecanismo para obtenção de um valor para o bem, a partir de cada indivíduo, constitui um ponto fundamental na estrutura do MAC. Embora muitos estudos tenham sido realizados com o objetivo de determinar um mecanismo superior ou mecanismos equivalentes para a obtenção de valores dos entrevistados, a literatura não é consensual, ao contrário, a maioria dos resultados indicam que as técnicas utilizadas trazem às estimativas influências significativas. MITCHELL e CARSON (1989), HANEMANN et al. (1996), BISHOP e HABERLEIN (1979) concluíram que os diferentes mecanismos utilizados implicam em diferentes estimativas.

Poder-se-ia pensar que o melhor modo de obter o excedente do consumidor seria perguntando ao entrevistado qual o preço máximo que ele deseja pagar pelo bem descrito e registrar a resposta. Infelizmente, os entrevistados freqüentemente acham difícil escolher um valor sem alguma forma de assistência, justamente à medida em que há tendência em serem pressionados a determinar o preço mais alto que eles desejam pagar. Como consequência, o formato aberto tende a produzir um número inaceitavelmente grande de não-respostas ou respostas zero de protestos para as questões de DAP. Esse problema tem levado os pesquisadores a experimentar técnicas de valoração que tentam facilitar o processo de avaliação dos entrevistados, simplificando a escolha ou oferecendo um contexto no qual avaliar o bem. Essas técnicas ajudam a diminuir o número de não-respostas e, de acordo com os pesquisadores, a tornar mais fácil para os entrevistados completar com êxito o processo de avaliação. Um interessante estudo de BOYLE e BISHOP (1988) faz a comparação das principais técnicas usadas pelo método de avaliação contingente.

As propriedades das diferentes técnicas seguem diretamente de duas dimensões tipológicas. A primeira dimensão refere-se à quantidade de informação coletada do entrevistado a respeito de suas preferências. Ela obtém a quantidade máxima de DAP dos entrevistados ou um indicador discreto de DAP, tal como se o entrevistado desejasse ou não pagar uma única quantidade proposta pelo pesquisador. Alguns pesquisadores defendem o uso do formato de escolha discreta porque eles acreditam que essa técnica torna mais fácil para os entrevistados dar um valor significativo para o bem. Se não fosse por essa consideração metodológica, os pesquisadores que utilizam o MAC sempre prefeririam obter a quantidade máxima de DAP do entrevistado porque ela fornece muito mais informação sobre o valor e, conseqüentemente, permite o uso de técnicas estatísticas relativamente diretas. Quanto à segunda dimensão, os pesquisadores de MAC discordam sobre se uma única questão ou uma série repetida de questões é mais apropriada para um quadro de avaliação contingente. Alguns pesquisadores que utilizam o MAC preferem o uso de uma série de questões fundamentando esta posição na afirmativa de que esse procedimento é necessário a fim de que os entrevistados procurem suas preferências com a eficácia necessária. Outros pesquisadores argumentam contra as questões repetidas, afirmando que esse tipo de inquérito tende a induzir várias formas de vieses (SELLAR et al., 1985).

O uso de mercados contingentes para valoração incluem uma larga variedade de mecanismos ou técnicas, sendo que os mais usados recentemente podem ser subdivididos em formas iterativas e formas não iterativas, conforme apresenta-se nas descrições a seguir.

A técnica Jogos de Leilão, segundo SELLAR (1985), foi proposta por Davis em 1964 e busca a verdadeira disposição a pagar dos indivíduos tomando um conjunto de valores que, a partir de um valor médio, são sucessivamente apresentados aos entrevistados. Sendo o valor médio aceito pelo indivíduo, valores superiores a este serão apresentados e, se o valor médio não for aceito, então valores inferiores serão apresentados.

Esta é a mais antiga entre as técnicas e sua vantagem é que ela assegura grandes probabilidades de que o processo de lance apreenda o preço mais alto que os consumidores desejam pagar, portanto medindo todo o excedente do consumidor. Um aspecto negativo da técnica a se considerar é o fato de que o lance inicial tende a deduzir um valor para o bem, ou seja, se o lance de partida é apresentado bem acima da verdadeira quantidade de DAP do entrevistado esse tenderá a aumentar o valor de DAP revelado e vice-versa.

A técnica Cartão de Pagamento, proposta por MITCHELL e CARSON (1989), também busca identificar a verdadeira disposição a pagar dos indivíduos. Ainda que classificada como procedimento não iterativo, ela se diferencia da técnica Jogos de Leilão apenas porque não apresenta, um a um, os valores do conjunto ou intervalo proposto. Esse mecanismo apresenta todos os valores transcritos num cartão para que o entrevistado aponte o valor que está disposto a pagar; assim, a técnica logra a necessidade de prover um único ponto de partida. Embora os cartões de pagamento pareçam apresentar menos problema de “apoio” do que os jogos de leilão, evitando o viés do ponto de partida, a técnica é potencialmente vulnerável aos vieses associados com os limites usados nos cartões.

Em razão da potencial capacidade dos indivíduos em, continuamente, reconsiderar sua disposição a pagar, muitos pesquisadores têm argumentado a respeito da superioridade dos métodos iterativos. Em resposta a esse e a outros argumentos que se traduzem em uma certa desconfiança quanto aos métodos não iterativos, muitas pesquisas têm sido realizadas, o que propiciou um grande desenvolvimento e um contínuo aperfeiçoamento da técnica *referendum*. Esse mecanismo de mudança dicotômica tem vencido as debilidades inerentes aos procedimentos não iterativos por meio de modelos nos quais as respostas individuais são analisadas (SELLAR et al., 1986).

A técnica *referendum* apresenta, dentro de um intervalo de valores, apenas um valor aleatório a cada entrevistado. Essa técnica apresenta três problemas fundamentais, primeiro porque exige amostras maiores que as exigidas por outras técnicas para os mesmos níveis de significância; em segundo

lugar, porque a determinação do intervalo de valores a serem apresentados na pesquisa pode introduzir vieses a esta, influenciando as estimativas de disposição a pagar e, em terceiro lugar, porque o *referendum* está sujeito a um alto nível de respostas “zero”, o que se traduz em um problema análogo ao viés do ponto de partida (SELLAR et al., 1986).

Não há entre os pesquisadores da técnica um consenso quanto ao número e quanto à escolha dos valores a serem incluídos no intervalo. Para alguns, deve-se incluir valores muito altos e muito baixos de tal forma a, quanto aos primeiros, serem aceitos por poucos entrevistados e, quanto aos outros, para serem aceitos por todos os entrevistados. Outros pesquisadores afirmam que a inclusão ou não de valores nas caudas da distribuição a pagar não têm maior influência nas estimativas (BELLUZZO, 1995).

O *referendum* basicamente envolve uma pergunta à qual o consumidor responderá SIM ou NÃO, caso esteja disposto ou não a aceitar um valor a ele apresentado. Esse valor seria atribuído para um determinado bem ou serviço ambiental. A decisão do consumidor envolve uma mudança dicotômica a qual pode ser analisada pelo ordenamento de probabilidades de respostas positivas (sim) para valores monetários específicos. Segundo MITCHELL e CARSON (1989), a técnica *referendum* é a mais empregada nas pesquisas, e entre as técnicas, ela é menos vulnerável ao comportamento estratégico, pois não oferece ao entrevistado uma boa oportunidade para a promoção de um resultado político desejado, exagerando seu valor de DAP.

O mecanismo *Referendum com Follow-Up*, proposto por Carson (1986), é um procedimento classificado como iterativo. Constitui-se em uma ampliação do mecanismo *referendum* com a introdução de um segundo valor apresentado aos entrevistados. Tomado do intervalo de valores que constituem a pesquisa, um valor é apresentado ao entrevistado; se esse for rejeitado, será substituído por um valor inferior, e se for aceito será substituído por um valor superior. Tal técnica é defendida com o argumento de que oferecendo um segundo valor às questões de *referendum*, as estimativas obtêm ganhos de eficiência, mas os problemas já

delineados e inerentes à técnica *referendum* permanecem (HANEMANN et al., 1991).

## **5.2. Objeções ao método de avaliação contingente: consistência, vieses, confiabilidade e validade**

Segundo RANDALL (1987), embora a proposta de utilização de pesquisa baseada em entrevistas com o objetivo de valorar bens públicos tenha sido feita em 1952 por Ciriacy-Wantrup e aplicada por Davis ainda nos primeiros anos da década de 60, o MAC obteve maior desenvolvimento somente no início dos anos 70, principalmente associado ao argumento apresentado por Samuelson, em 1954, de que seria do interesse de alguns indivíduos dar sinais falsos nesse tipo de pesquisa, de tal forma que essa poderia chegar a resultados influenciados por um viés estratégico. Ainda segundo RANDALL (1987), foi em 1971 e 1972 que Bohn publicou os primeiros trabalhos contendo evidências empíricas contrárias à presença do viés estratégico na valoração contingencial, o que propiciou novos estudos com relação ao método.

A partir dos anos 80, o método tem sido cada vez mais desenvolvido, vindo a constituir-se em uma importante linha de pesquisa, principalmente devido ao interesse pela valoração de bens ambientais. Tal como salienta ALMEIDA (1998:35), o MAC “vem sendo empregado com muita frequência na área de controle ambiental nos EUA e Europa, notadamente como base de cálculo de ações judiciais de responsabilização por danos causados ao meio ambiente.” Contudo, ele é objeto de várias críticas e objeções. Estas referem-se ao seu caráter, ou seja, os valores são obtidos no contexto de um mercado hipotético.

Num mercado hipotético, a presença de vieses pode interferir significativamente nos resultados obtidos, o que para alguns pesquisadores é indicativo da inconsistência do MAC. Porém, para outros, existem evidências empíricas favoráveis ao método. Muitos são os estudos realizados com o objetivo

de confirmar ou refutar as críticas feitas ao MAC e, atualmente, não há uma posição consensual sobre o assunto (BJORNSTAD e KAHN, 1996).

Algumas críticas ao MAC são fundamentadas pelo argumento que os resultados obtidos com o método não são consistentes com a teoria econômica, o que foi intitulado por KAHNEMAN e KNESTCH (1992) como efeito *embedding*, que se refere, genericamente, ao fato de ser possível obter uma mesma DAP para mais de um bem (ou projetos com a mesma categoria de bens).

HANEMANN (1996) avalia o problema *embedding* em três diferentes dimensões. Na primeira, examina-se o fato da não variação adequada da disposição a pagar dos indivíduos conforme diferentes qualidades ou quantidades do bem em avaliação. Esse é o chamado efeito escopo. Na segunda dimensão, avalia-se o efeito seqüenciação, no qual a disposição a pagar por um bem é diferenciada conforme a seqüência em que os bens são colocados à valoração. Na terceira dimensão avalia-se o efeito de subaditividade relacionado a uma valoração que envolva vários bens e que apresente como resultado um valor de disposição a pagar maior que a soma das valorações individuais dos mesmos bens. A par da mencionada inconsistência desse fenômeno com a teoria econômica, HANEMANN (1996) considera que esses casos podem ser explicados nos termos dos efeitos substituição e de complementariedade entre os bens avaliados, o que estaria plenamente em consonância teórica.

Os vieses que podem estar presentes na aplicação do MAC são classificados, conforme sua natureza, nas seguintes categorias relacionadas no Quadro 1, tal como apresentadas por PEARCE e TURNER (1990).

## Quadro 1 - Fontes de viés na aplicação do método de avaliação contingente

---

Viés estratégico	Identificado como um incentivo ao problema de “pegar carona” ( <i>free riding</i> )
Viés do desenho do questionário	i) viés do ponto de partida ii) viés do veículo iii) viés informativo
Viés hipotético	Podem existir diferenças entre as ofertas de um mercado real com as do mercado hipotético
Viés operacional	Podem ser os mercados hipotéticos inconsistentes com os mercados reais nos quais as mudanças reais são feitas

---

Fonte: PEARCE e TURNER (1990:149)<sup>17</sup>.

Para BELUZZO JR. (1999), os vieses podem ser classificados em duas classes exaustivas e excludentes, as quais são denominadas intencionais e não intencionais. Na primeira classe inserem-se o viés de protesto, o viés estratégico e o *warm glow*, sendo esses associados ao comportamento de indivíduos que por diversas razões não desejam revelar suas verdadeiras preferências. Na segunda classe estão o viés do desenho do questionário, o viés hipotético e o viés operacional dentre outros, que decorrem do grau de informação no âmbito do mercado hipotético, ou da própria constituição da pesquisa.

Para os defensores do método, uma estruturação cuidadosa da pesquisa de campo pode evitar a ocorrência de vieses. Existem muitas pesquisas atuais especificamente sobre a estruturação de mercados hipotéticos, tópico esse que não será abordado nesta pesquisa.

No intuito de verificar as propriedades do MAC, deve-se ainda considerar os testes de Validade e Confiabilidade. Conforme CARSON et al. (1996), tem-se que a validade refere-se à correspondência entre aquilo que se deseja medir e o que de fato se mede, e a confiabilidade refere-se à possibilidade

---

<sup>17</sup> Para análise das categorias apresentadas no quadro, consulte RIBEIRO (1998).

de reprodução de tal medida. A validade pode ser verificada por meio do teste de *construct validity*, que se baseia na análise da significância das variáveis explicativas e na confirmação dos sinais esperados dos coeficientes. A confiabilidade refere-se à capacidade de reprodução da medida, o que pode ser averigüado por meio da convergência entre valores obtidos por diferentes métodos (*convergent validity*).

O Método de Avaliação Contingente estima o valor monetário de bens e serviços ambientais com base nas preferências expressas pelos indivíduos relativas à disponibilidade e, ou, alteração na provisão desses bens, tomada no contexto de um mercado hipotético. O método é fundamentado na teoria econômica, e o problema da valoração de bens públicos está, em última instância, na mensuração dos benefícios decorrentes da sua provisão. A idéia básica do conceito de benefícios derivados das melhorias ambientais, ou seja, a base da valoração dos benefícios, são as preferências individuais identificadas pela DAP ou DAA dos indivíduos por aquilo que desejam. A mensuração desses benefícios corresponde à medida monetária de bem-estar. As medidas derivadas pelo método de avaliação contingente são as hicksianas, que fundamentam, teoricamente, os modelos analíticos utilizados para a interpretação das respostas de DAP ou DAA, obtidas por meio das técnicas iterativas.

## **6. DISCUSSÃO DO PARADIGMA NEOCLÁSSICO**

Neste capítulo, as discussões apresentadas remetem aos princípios e as hipóteses gerais que fundamentam o Método de Avaliação Contingente, isto é, referem-se à problemática da valoração ambiental pela teoria neoclássica. Tais discussões foram elaboradas tendo por base os desenvolvimentos apresentados nos capítulos anteriores, e também na análise da Escola Institucionalista, a respeito da obtenção de valores ambientais apresentados no itens a seguir.

### **6.1. Natureza dos problemas ambientais segundo a Escola Institucionalista**

A Escola Institucionalista caracteriza-se por realizar análises econômicas estruturadas no contexto de arranjos institucionais. No corpo da abordagem institucionalista destacam-se três elementos principais: valores, poder e conhecimento tecnológico. Esses não são tratados por meio de modelos matemáticos e estatísticos, já que o método do institucionalismo é pluralista com orientação interdisciplinar e evolucionista. O seu núcleo unificador não está no campo teórico, mas nas proposições normativas de política econômica, razão porque muitos críticos afirmam que o institucionalismo não pode ser considerado uma escola de pensamento.

Para GRUCHY (1990), essa escola abriga uma diversidade de idéias, as quais ele distingue em três grupos: a abordagem tópica; a temática e a paradigmática, sendo esta última a única a apresentar um marco teórico construído a partir da substituição do conceito de equilíbrio (estático) pelo conceito de processo (evolucionário). Contudo, o desenvolvimento do conceito processual de sistema econômico, que para GRUCHY viria a constituir um nexo definidor e unificador da economia institucional, em oposição ao paradigma de equilíbrio do *mainstream*, ainda não se efetivou. Tal nexo expressa-se na contraposição à economia neoclássica que é o elemento unânime no âmbito da economia institucional.

As críticas ao *mainstream* têm início com a desagregação do problema ambiental à teoria econômica por meio de uma subdisciplina, a Economia Ambiental, revelando que esta escola considera a economia como um sistema fechado, o qual opera independente da natureza. A Economia Ambiental, por sua vez, subdivide-se em Economia da Poluição e Economia dos Recursos Naturais, cujos domínios não são dissociáveis.

As críticas se estendem a hipótese de informações e conhecimentos perfeitos adotada pelos neoclássicos em seus modelos. Os institucionalistas ponderam que mesmo nestas condições e ainda, se as verdadeiras preferências dos indivíduos fossem reveladas, a incerteza que rege os problemas ambientais impediria uma solução ótima, dado o desconhecimento das relações ecológicas de causa e efeito, o que não impediria a ocorrência de desastres ambientais.

Talvez a mais importante crítica dos institucionalistas à economia ambiental neoclássica refira-se à determinação de valores ambientais a partir de preferências individuais autônomas e expressas em termos monetários, agregadas pelo mercado ou não. Conforme AMAZONAS (1998):

“Dado que a problemática ambiental caracteriza-se por atributos sistêmicos próprios que são exteriores à esfera cognitiva e ética dos indivíduos, o procedimento metodológico que busca reduzir a avaliação da problemática ao filtro das preferências individuais implica em uma transgressão hierárquica entre as categorias, no sentido que se está levando para a esfera dos indivíduos e de suas preferências, elementos e atributos que pertencem a uma esfera de determinação mais ampla. Isto torna a adequação e a legitimidade deste procedimento muito restritas.” (p.2). “(...) A referida transgressão hierárquica evidencia-se assim também na natureza atribuída pela economia neoclássica ao

papel das instituições. Uma vez que o problema ambiental trata-se de uma ‘falha’ do mercado, o papel das instituições na Economia Ambiental Neoclássica é então apenas o de cobri-las, de preencher as lacunas deixadas pelo mercado. As instituições são, assim, relegadas a um papel de ‘mercado-sombra’ (...)” (p.3).

Em continuidade, os institucionalistas são contundentes ao criticar os métodos alternativos para obtenção de estimativas monetárias de custos ou danos ambientais, conforme propostos pelos neoclássicos. Para DIETZ e STRAATEN (1992), métodos como a avaliação contingente não oferecem boas estimativas de benefícios provenientes de uma melhoria ambiental, indicando tão somente quais são as preferências individuais pela preservação ambiental. As tentativas de agregação destas preferências esbarram-se com o problema de comparações interpessoais e também referentes à mensuração cardinal de utilidade. Os autores também referem-se à impossibilidade de obtenção das preferências das gerações futuras.

Para a Escola Institucionalista, a Economia Ambiental Neoclássica não é capaz de tratar apropriadamente os problemas ambientais, os quais se caracterizam, segundo SÖDERBAUM (1990), por: a) possuírem uma natureza multidimensional e multidisciplinar dada por aspectos monetários e extra-monetários, além de sociais, culturais e físicos; b) serem complexos e incertos, devido ao conhecimento apenas parcial dos problemas ecológicos e porque se estendem e acumulam-se no tempo, além de romperem fronteiras espaciais; c) serem irreversíveis ou quase irreversíveis; d) gerarem conflitos de interesse entre os agentes envolvidos.

Todas estas características relativas à natureza dos problemas ambientais são compatíveis com a visão integrada dos problemas econômicos ao papel das instituições no processo. A partir desta perspectiva de se tratar apropriadamente a questão ambiental, delineiam-se as contribuições institucionalistas, as quais podem ser entendidas através da dinâmica institucional. Esta define regras e metas, é palco de disputa pelo poder e, ainda, vincula-se ao próprio desenvolvimento científico e tecnológico.

### **6.1.1. O valor instrumental**

Esta é uma teoria para formação de valores pelas instituições a partir do estabelecimento, pela sociedade, de metas ecológicas, econômicas, políticas e sociais que devem gerar melhorias progressivas para esta mesma sociedade. Assim, a idéia de valor não é concebida apenas economicamente, mas a partir da “realização instrumental desses objetivos”.

Desta forma, os valores, inclusive os ambientais, têm caráter dinâmico proveniente do próprio ajustamento institucional enquanto processo de adaptação a novas circunstâncias, ou de enfrentamento e resolução de problemas técnicos, sociais e ambientais. Deve-se ressaltar que, para os institucionalistas, o mercado é uma estrutura determinada institucionalmente e, portanto, ele é também parte integrante na formação de valores.

O espaço institucional é palco de disputas de poder e a correlação de forças sociais tem implicações, em primeiro lugar, na própria conformação do mercado a partir do estabelecimento de regras que regem seu funcionamento e, conseqüentemente, definirão ganhadores e perdedores. Em segundo lugar, o arranjo institucional tem implicações no desenvolvimento científico e tecnológico. Este constitui a força motriz das inovações institucionais, as quais podem ser instrumentalizadas para ganhos em termos ambientais e de bem-estar social, mas também podem conduzir a transferências de custos privados para a sociedade e para as gerações futuras não representadas nesses arranjos. Ainda, conforme SWANEY (1987), o progresso técnico-científico é capaz tanto de melhorar, quanto de degradar o meio ambiente devido à ignorância relativa às “cadeias ecológicas de causa e efeito”. Portanto, para que a dinâmica institucional seja “instrumental”, as medidas econômicas devem ser mediadas pelo princípio de sustentabilidade coevolutiva, sendo este garantia de compatibilidade ambiental neste processo. SWANEY (1992) afirma que a moderna tecnologia é a causa dos danos ambientais, cuja solução não provém de sua dinâmica, a qual deve, então, ser regida por regulamentações institucionais.

### **6.1.2. Indicadores de valoração instrumental**

O papel das instituições é a realização instrumental de metas e não apenas a viabilização de preferências individuais, portanto o acesso a bens e serviços ambientais não se dá via mensuração monetária desses, mas sim a partir da construção de indicadores de valoração que permitirão a decisão institucional. Assim, os institucionalistas buscam definir instrumentalmente valores ambientais podendo-se avaliar quanto os próprios preços de mercado aproximam-se desses. Embora ainda seja insipiente o desenvolvimento de indicadores ambientais técnico-institucionais, algumas contribuições são interessantes e apontam para progressos.

Para HAYDEN (1991:919):

“O desenho de um indicador ambiental deve conter as seguintes características: ser consistente com o problema, não necessariamente ser numérico, ter características sistêmicas em suas quantificações e não apenas a agregação de objetos discretos, integrar condições ambientais e institucionais, incluir elementos não sociais tais como leis físicas e biológicas e sua interação com a tecnologia.”

Este autor afirma que não existe uma forma comum ou única para obtenção de medidas de valor porque o próprio sistema exige um arranjo com variadas medidas. Ele próprio propõe dois mecanismos para a realização da análise sistêmica cuja aplicabilidade é limitada a valorações específicas.

Estão surgindo vários trabalhos apresentando resultados de pesquisas para o estabelecimento de métodos e técnicas nessa área; aliás, numa perspectiva semelhante àquela dos neoclássicos, qual seja, a operacionalização de suas definições teóricas.

### **6.2. Discussão das proposições neoclássicas para a valoração ambiental**

Ainda nos anos 30, Pigou iniciou estudos referentes a falhas de mercado por ele intituladas de externalidades. Estas, por muito tempo, não tiveram maior relevância, já que para os neoclássicos tais falhas eram casos excepcionais. Com relação ao meio ambiente, este sempre foi considerado passivo, e apenas nos

anos 60 a escola neoclássica passou a reconhecer que as questões ambientais, ou melhor, as externalidades ambientais, constituíam-se em problemas inerentes ao processo econômico. Define-se assim que a problemática ambiental, embora exterior à lógica do mercado, já que os princípios que o regem falham na presença de externalidades, é ainda interior ao sistema econômico.

Assim, surgiram os primeiros esforços da Escola no sentido de apreender teoricamente tal problema. A partir de estudos pioneiros, incorporou-se à análise econômica o princípio do balanço de materiais, implicando na concepção de que no processo produtivo os insumos utilizados e retirados do meio ambiente levam à depleção dos recursos naturais, enquanto que a matéria e a energia degradada, ou seja, os rejeitos do processo produtivo, voltam ao meio ambiente na forma de poluição. Embora o princípio do balanço de materiais apresente a interdependência entre os fenômenos inerentes à depleção e à poluição, a economia ambiental neoclássica evoluiu a partir da distinção destes problemas. Os resultados dos esforços para constituição de um marco teórico econômico neoclássico à questão ambiental, constituíram-se apenas em adaptações analíticas do arcabouço teórico convencional (MÜELLER, 1996).

Surgem como subdisciplinas da teoria econômica ambiental neoclássica, a qual já é uma subdisciplina, a Teoria da Poluição e a Teoria dos Recursos Naturais, isolando-se assim os efeitos sociais dos efeitos temporais inerentes ao problema ambiental. Deve-se questionar a lógica de tal recorte analítico desde que a poluição não é um fenômeno cujos efeitos temporais inexistem, já que se deposita no próprio meio ambiente e seus efeitos cumulativos podem caracterizar-se nos mesmos termos da depleção. DASGUPTA (1990:24) ilustra a questão afirmando que:

“(...) a queima de combustíveis fósseis aumenta a temperatura global média, e a extração de minérios é uma fonte comum de poluição atmosférica. A questão ambiental aqui, como é usualmente entendida, não pertence ao fato de que o suprimento mundial de combustíveis fósseis e de minérios está sendo reduzido, mas sim ao fato de que tais atividades têm um efeito deletério sobre a atmosfera terrestre, a qual é um recurso natural renovável. (...) No caso em questão, deveríamos pensar em um índice de qualidade atmosférica. Deveríamos também pensar em sua taxa de regeneração. Esta última dependerá da natureza e extensão das descargas de poluição. (...) Neste caso, questões referentes ao que é usualmente chamado poluição podem ser estudados pela mesma forma geral que aqueles referentes a populações animais, de pássaros, de plantas e peixes,

aquíferos, florestas e qualidade dos solos (...) [Estas commodities enquanto recursos naturais renováveis] nos forçam a olhar para a estrutura intertemporal das políticas econômicas, com todas as suas dificuldades.”

Compreende-se então que a análise temporal da degradação ambiental provocada pela poluição é uma exigência dentro do arcabouço teórico e, por isso, a definição de externalidades deve se dar de forma a abarcar a dinâmica do processo. Tal dinâmica também se revela na apreensão do desenvolvimento tecnológico.

Este gera processos contínuos de mudança e esta, por sua vez, gera novas externalidades, implicando que a questão deva ser abordada numa perspectiva de longo prazo. Ainda, se como afirma o *mainstream*, as taxações pigouvianas, bem como outros mecanismos de mercado para correção de externalidades ambientais, têm como característica impulsionar o processo de inovação tecnológica, surge uma inconsistência na abordagem neoclássica dada pelo caráter marcadamente estático da teoria da poluição. Esse caráter estático define a aplicação do modelo de externalidades, direcionado a problemas claramente reversíveis e portanto, localizados.

A tendência de empregar modelos estáticos de equilíbrio geral competitivo, ainda que com algumas exceções, está solidificada no *mainstream*, o que pode ser ilustrado com as palavras de FISHER (1981:169):

“... no meu julgamento os problemas ambientais são essencialmente de má alocação estática. Não nego que a poluição possa se acumular ao longo do tempo e que outros processos dinâmicos sejam relevantes (...) Mas continuo a achar (...) que as questões básicas (de como surgem as externalidades, quais seus níveis ótimos, de como fazer que uma economia descentralizada atinja tais níveis) podem ser elucidadas sem introduzir as complicações da teoria dinâmica.”

Em tais modelos, o problema fundamental se relaciona ao caráter público do meio ambiente implicando na impossibilidade de uma solução de mercado competitivo, devido à inexistência de preços para a poluição. Passa-se então a considerar o papel das instituições na perspectiva de solução do modelo, dado à intervenção da autoridade reguladora que ao introduzir uma taxa a ser cobrada por unidade de poluição no montante correspondente ao dano marginal social gerado, permitirá uma solução ótima.

Tem-se que, na análise neoclássica, o papel a ser cumprido pelas instituições é a promoção da internalização dos custos marginais externos pelos agentes privados. As instituições são subordinadas às determinações dadas pela soma das preferências individuais traduzidas no Custo Social de Degradação. A inclusão institucional é, em verdade, apenas uma forma de compatibilização do arcabouço teórico neoclássico à problemática ambiental, ou seja, tais problemas são tomados estritamente como um problema de otimização.

Contudo, o apelo à intervenção institucional para a eliminação das externalidades ambientais, mediante a aplicação da taxa pigouviana, não é a única e nem a mais importante dificuldade da teoria ambiental neoclássica. Os maiores problemas conceituais e práticos enfrentados se referem ao cálculo da taxa ótima.

Para a determinação da taxa pigouviana deve-se determinar as externalidades em termos de valores monetários. Dada a natureza da teoria neoclássica de formação de preços, ainda que os problemas ambientais sejam tomados como “falhas de mercado”, e portanto, exteriores à lógica deste, a apreensão de valores ambientais é estabelecida a partir das preferências individuais e da agregação destas, ou seja, são mantidos os princípios do mercado.

A teoria neoclássica, mesmo estabelecendo os valores ambientais, em termos monetários, enquanto expressão das preferências individuais, toma-os como a soma de “valores de uso”, de “opção” e de “existência”, reconhecendo assim a natureza de um “valor total” composto por elementos extra-econômicos e intangíveis, o que é contraditório à própria construção teórica. Ainda existe o problema operacional de obtenção destes valores emergindo o Método de Avaliação Contingente.

Apesar das críticas e objeções ao MAC, o problema fundamental está, em verdade, em sua fundamentação. A teoria ambiental neoclássica, a despeito de suas metodologias e técnicas sofisticadas, ainda não consegue apreender a complexidade das inter-relações entre a economia e o meio ambiente. O enfoque microeconômico baseado nas preferências individuais apresenta problemas:

- de agregação, dificultando a obtenção de valores sociais;
- por não considerar o desconhecimento das preferências das gerações futuras;
- por considerar que os indivíduos, ao revelarem suas preferências, possuam todas as informações relevantes;
- por reconhecer a natureza extra-econômica que envolve os elementos ambientais.

Ainda que o Método de Avaliação Contingente obtenha valorações ambientais coerentes com as verdadeiras preferências dos indivíduos; ainda que os indivíduos tenham a capacidade de avaliar com certeza as conseqüências de sua escolhas; ainda que seja possível atingir-se um nível ótimo de poluição do ponto de vista das preferências individuais para o conjunto da sociedade, questiona-se: o nível ótimo de poluição é sustentável do ponto de vista do ecossistema? Não há como constatar a plena adequação do enfoque neoclássico à problemática ambiental, não há pois como validar o MAC.

A evolução da ciência é estimulada por controvérsias. Assim, para gerar mais algumas contribuições à “discussão”, ainda que o recurso à evidência empírica não possa conduzi-la a seu final, dado que inexitem regras consensuais de validação, os capítulos seguintes tratam da aplicação do Método de Avaliação Contingente.

## 7. MODELOS ANALÍTICOS E PROCEDIMENTOS ECONOMÉTRICOS UTILIZADOS PELO MAC

O objetivo deste capítulo é apresentar os modelos analíticos para os dados obtidos por meio do Método de Avaliação Contingente, bem como os procedimentos econométricos referentes a cada um.

A formulação de um modelo analítico que dê suporte teórico ao MAC, deve partir do pressuposto que as respostas às questões *referendum* sejam o resultado de um processo de maximização de utilidade. Portanto, a função resposta deverá apresentar, conforme a teoria neoclássica, as propriedades derivadas de uma função utilidade, ou por dualidade, de uma função dispêndio. Seja a seguinte questão: “Você estaria disposto a realizar um pagamento de \$t para obter uma melhoria na qualidade ambiental para dado recurso durante um ano?”

A primeira alternativa para determinação da função resposta associada a esta questão, considera que o indivíduo entrevistado irá avaliar o seu nível de utilidade para uma resposta SIM e para uma resposta NÃO, comparando-os e optando pela alternativa que lhe garanta o maior nível de utilidade. Este raciocínio é formalizado como segue:

Supondo que um indivíduo obtenha utilidade apenas de um bem ambiental qualquer e de sua renda, de modo que sua função utilidade seja dada por

$$u = v(j, y) + \varepsilon_j \quad (29)$$

em que  $J=1$  para a função utilidade com a melhoria na qualidade do bem ambiental;  $j=0$  para a função utilidade sem a melhoria e,  $y$  representando a renda do indivíduo. Se este indivíduo considera o valor apresentado na questão como uma variação na renda, tem-se que uma resposta SIM implica que:

$$v(1, y - t) + \varepsilon_1 \geq v(0, y) + \varepsilon_0 \quad (30)$$

Define-se a Função Diferença de Utilidades como:

$$\Delta v = v(1, y - t) - v(0, y) \quad (31)$$

pode-se assim, reescrever (29):

$$\Delta v \geq \varepsilon$$

em que  $\varepsilon = \varepsilon_0 - \varepsilon_1$ . Logo, a função resposta é a diferença entre funções utilidade indiretas, dada por  $\Delta v$ , tal como definida por HANEMANN (1984).

A segunda alternativa para a determinação da função resposta considera a função dispêndio. Assim, considera-se que o indivíduo ao responder a questão referendado, calcule sua DAP com base em sua função utilidade, comparando-a com o valor do lance  $t$  a ele apresentado. A formalização do raciocínio é a seguinte: seja  $m_j(u_1) + \eta_j$  o montante necessário para o indivíduo atingir o nível de utilidade  $u_1$  com melhoria da qualidade ambiental;  $\eta_j$  é um termo aleatório com média zero, sendo  $j=0$  para a situação sem melhoria da qualidade ambiental e  $j=1$  para a situação com melhoria. Logo, uma resposta SIM implica que:

$$t \leq m_1(u_1) - m_0(u_1) + \eta_1 - \eta_0 \quad (32)$$

Definindo a Função Valoração:

$$s(\bullet) = m_1(u_1) - m_0(u_1) \quad (33)$$

Pode-se rescrever (33) como

$$t \leq s(\bullet) + \eta$$

em que  $\eta = \eta_1 + \eta_0$ . Neste caso, a função resposta é dada pela função  $s(\bullet)$ , tal como apresentada por CAMERON et al. (1987).

Dessa forma, tem-se que os modelos de HANEMANN (1984) e de CAMERON e JAMES (1989), ambos formalizados sob funções utilidade, representam o “estado das artes” para a técnica *referendum* do MAC.

### 7.1. Operacionalização dos modelos: procedimentos econométricos

Tanto a abordagem Função Diferença de Utilidades quanto a abordagem Função de Valoração levam à estimação de modelos baseados em um índice, o qual indica a escala da variável não observada – DAP (variável binária que pode assumir valor zero ou um). No entanto, como em cada abordagem a interpretação das respostas se dá de forma diferenciada, a natureza da variável observada também será diferente, implicando em procedimentos econométricos distintos.

A primeira abordagem considera que a variável latente é a diferença de utilidades representada pela função índice  $\Delta v$ , implicando na construção de um modelo econométrico onde se considera a probabilidade de uma resposta SIM ou NÃO, que pode ser estimado por um modelo *logit* convencional. Na segunda abordagem, a variável latente é a própria variação, equivalente ou compensatória, o que possibilita a utilização das informações sobre a verdadeira DAP, obtidas diretamente de  $t$ , o que leva a um modelo *logit* para dados censurados.

A seguir será feita uma apresentação dos procedimentos econométricos para essas abordagens, sendo que para o Modelo Função Diferença de Utilidades será considerada a aplicação da técnica *referendum* que leva a um modelo  $\Delta v$ -*single bounded*, e a aplicação da técnica *referendum* com *follow-up* que requer a aplicação do modelo  $\Delta v$ -*double bounded*.

### 7.1.1. Modelo DV (*single bounded*)

O já convencional *referendum single-bound* pergunta ao indivíduo se ele aceita pagar uma dada quantia B para garantir determinado nível de qualidade ambiental. A probabilidade de obtenção de uma resposta NÃO ou SIM, pode ser representada respectivamente por:

$$\pi^n = G(B; \theta), \quad (34)$$

$$\pi^s = 1 - G(B; \theta), \quad (35)$$

em que  $G(\bullet; \theta)$  é uma função de distribuição estatística com parâmetros dados pelo vetor  $\theta$ . Conforme HANEMANN (1984), este modelo estatístico pode ser interpretado como uma resposta que maximiza utilidade no contexto de utilidade aleatória, em que  $G(\bullet; \theta)$  é a função densidade acumulada referente à máxima DAP do indivíduo, pois a maximização da utilidade implica que:

$$\Pr\{\text{Não para B}\} \Leftrightarrow \Pr\{B > \text{máxima DAP}\}$$

$$\Pr\{\text{Sim para B}\} \Leftrightarrow \Pr\{B \leq \text{máxima DAP}\}$$

No estudo pioneiro de BISHOP e HABERLEIN (1979),  $G(\bullet; \theta)$  é a função densidade acumulada log-logística:

$$G(B) = [1 + e^{a-b(\ln B)}]^{-1} \quad (36)$$

em que  $\theta \equiv (a, b)$ . Outra alternativa é a distribuição densidade acumulada logística:

$$G(B) = [1 + e^{a-b(B)}]^{-1} \quad (37)$$

Ambas as distribuições correspondem à forma do modelo logit e possuem propriedades assintóticas equivalentes de modo que o foco de atenção é o estimador de máxima-verossimilhança (MV). Considerando N participantes num dado experimento, faz-se  $B_i^{SB}$  o lance oferecido ao i-ésimo participante; assim a função log-verossimilhança para este conjunto de respostas é:

$$\begin{aligned} \ln L^{SB}(\theta) &= \sum_{i=1}^N \{d_i^s \ln \pi^s(B_i^{SB})\} + d_i^n \ln \pi^n(B_i^{SB}) \\ &= \sum_{i=1}^N \{d_i^s \ln[1 - G(B_i^{SB}; \theta)] + d_i^n \ln G(B_i^{SB}; \theta)\}, \end{aligned} \quad (38)$$

em que  $d_i^s$  é 1 se a i-ésima resposta for SIM e 0 caso contrário; enquanto que  $d_i^n$  é 1 se a i-ésima resposta for NÃO e 0 caso contrário. O estimador MV, denotado por  $\hat{\theta}^{SB}$ , é a solução para a equação  $\partial \ln L^{SB}(\hat{\theta}^{SB}) / \partial \theta = 0$ . Esse estimador é consistente (embora possa ser viesado para pequenas amostras) e eficiente assintoticamente. A matriz de variância-covariância assintótica de  $\hat{\theta}^{SB}$  é dada pelo limite inferior de Cramer-Rao:

$$V^{SB}(\hat{\theta}^{SB}) = \left[ -E \frac{\partial^2 \ln L^{SB}(\hat{\theta}^{SB})}{\partial \theta \partial \theta} \right]^{-1} \equiv I^{SB}(\hat{\theta}^{SB})^{-1}, \quad (39)$$

em que  $I^{SB}(\hat{\theta}^{SB})$  é a matriz informação.

### 7.1.2. Modelo DV (*double bounded*)

Agora conforme desenvolvimento apresentado por HANEMANN et al. (1991), considera-se um formato alternativo para a técnica *referendum* no qual serão apresentados a cada participante dois lances. O nível do segundo lance é contingente à resposta dada ao primeiro. Se o indivíduo responde SIM ao

primeiro lance, então o segundo, denotado por  $(B_i^{DB})$ , é qualquer valor maior que o primeiro  $(B_i^{DB} < B_i)$ .

Conseqüentemente, são quatro os possíveis resultados:

- Ambas as respostas são SIM;
- Ambas as respostas são NÃO;
- SIM seguido por NÃO;
- NÃO seguido por SIM.

As verossimilhanças destas ofertas são  $\pi^{ss}$ ,  $\pi^{nm}$ ,  $\pi^{sn}$ ,  $\pi^{ns}$ , respectivamente. Sob a pressuposição de maximização da utilidade pelos entrevistados, as formulas para essas verossimilhanças são apresentadas a seguir. No primeiro caso tem-se  $B_i^u > B_i$  e

$$\begin{aligned}\pi^{ss}(B_i, B_i^u) &= \Pr \{B_i \leq \max DAP \leq B_i^u\} \\ &= \Pr \{B_i \leq \max DAP | B_i^u \leq \max DAP\} \Pr \{B_i^u \leq \max DAP\} \\ &= \Pr \{B_i^u \leq \max DAP\} = 1 - G(B_i^u; \theta),\end{aligned}\quad (40)$$

com  $B_i^u > B_i$ ,  $\Pr \{B_i \leq \max DAP | B_i^u \leq \max DAP\} \equiv 1$ .

Similarmente com  $B_i^{DB} < B_i$ ,  $\Pr \{B_i^{DB} \leq \max DAP | B_i \leq \max DAP\} \equiv 1$ .

Assim,

$$\pi^{nm}(B_i, B_i^{DB}) = \Pr \{B_i \leq \max DAP, B_i^{DB} \leq \max DAP\} = G(B_i^{DB}, \theta). \quad (41)$$

Quando um SIM é seguido por um NÃO, tem-se  $B_i^u > B_i$  e

$$\pi^{sn}(B_i, B_i^u) = \Pr \{B_i \leq \max DAP \leq B_i^u\} = G(B_i^u; \theta) - G(B_i; \theta); \quad (42)$$

e quando um NÃO é seguido por um SIM, tem-se  $B_i^{DB} < B_i$ , e

$$\pi^{ns}(B_i, B_i^{DB}) = \Pr \{B_i \geq \max DAP \geq B_i^{DB}\} = G(B_i; \theta) - G(B_i^{DB}; \theta); \quad (43)$$

Em (14) e (15), o segundo lance permite ao pesquisador alocar a verdadeira DAP do indivíduo entre o limite inferior e o limite superior, enquanto que em (40) e (41), a segunda oferta aumenta o *single-bound* - ela aumenta o

limite inferior ou diminui o limite superior. Dada uma amostra de N indivíduos, em que  $B_i$ ,  $B_i^u$ , e  $B_i^{DB}$  são os lances usados para o i-ésimo indivíduo, a função log-verossimilhança toma a seguinte forma dada em (39):

$$\ln L^{DB} \theta = \sum_{i=1}^N \{ d_i^{ss} \ln \pi^{ss}(B_i, B_i^u) + d_i^{nn} \ln \pi^{nn}(B_i, B_i^{DB}) + d_i^{sn} \ln \pi^{sn}(B_i, B_i^u) + d_i^{ns} \ln \pi^{ns}(B_i, B_i^{DB}) \}$$

em que  $d_i^{ss}$ ,  $d_i^{nn}$ ,  $d_i^{sn}$  e  $d_i^{ns}$  são valores binários das variáveis indicadoras e as fórmulas para as correspondentes probabilidades de respostas são dadas por (40) - (43). O estimador MV para o modelo *double bounded*,  $\hat{\theta}^{DB}$  é a solução para a equação  $\partial \ln L^{DB}(\hat{\theta}^{DB}) / \partial \theta = 0$ . A matriz de variância-covariância assintótica para  $\hat{\theta}^{DB}$  é dada, analogamente a (34), por:

$$V^{DB}(\hat{\theta}^{DB}) = \left[ -E \frac{\partial^2 \ln L^{DB}(\hat{\theta}^{DB})}{\partial \theta \partial \theta'} \right]^{-1} \equiv I^{DB}(\hat{\theta}^{DB})^{-1}. \quad (44)$$

### 7.1.3. Modelo função de valoração

A interpretação das respostas obtidas nas questões de *referendum* faz com que a variável dependente e contínua seja a verdadeira disposição a pagar dos indivíduos, denotada por  $Y_i$ , cuja distribuição condicional a um vetor de variáveis explicativas,  $x_i$ , é logística com média  $g(x, \beta) = x_i \beta^{18}$ . Tem-se o seguinte modelo estatístico:

$$Y_i = x_i \beta' + u_i \quad (45)$$

em que  $Y_i$  que não é observado, é representado por uma variável discreta indicadora  $I_i$ . Considerando a utilização da informação contida em  $t$ ,  $I_i$  será dada por

---

<sup>18</sup> Note-se que a função  $g(\cdot)$  é exatamente a função anteriormente apresentada por  $s(\cdot)$ .

$$\begin{aligned} I_i &= 1 && \text{se } Y_i > t_i \\ I_i &= 0 && \text{caso contrário,} \end{aligned}$$

de modo que:

$$\begin{aligned} \Pr(I_i = 1) &= \Pr(Y_i \phi t_i) = \Pr(u_i \phi t_i - x_i \beta') \\ &= \Pr[y_i/k \phi (t_i - x_i \beta')/k] \\ &= 1 - \Pr[\psi_i \pi (t_i - x_i \beta')/k] \end{aligned} \quad (46)$$

considerando-se que  $u_i$  tem distribuição logística com média zero e desvio-padrão  $b$  (com um parâmetro de dispersão  $k = b\sqrt{3}/\pi$ ).  $\psi$  representa uma variável logística padronizada com média zero e desvio-padrão  $b = \pi/\sqrt{3}$ .

Percebe-se por esta formulação do modelo tratar-se de um tipo de Regressão Logística Censurada. Lembrando que a distribuição densidade acumulada de uma variável aleatória qualquer,  $z$ , para a distribuição logística é  $F(z) = 1 - (1+e^z)^{-1}$ , a função de verossimilhança, em logaritmos, é a seguinte dada por (47):

$$\begin{aligned} \log L &= \sum \{-1, \log[1+\exp((t_i-x_i\gamma)/k)] + (1-I_i) \log[\exp((t_i-x_i\gamma)/k)/1 \\ &\quad + \exp((t_i-x_i\gamma)/k)]\} \end{aligned}$$

que simplificada torna-se:

$$\log L = \sum \{1-I_i\} \log[\exp((t_i-x_i\gamma)/k)] - \log[1+\exp((t_i-x_i\gamma)/k)] \quad (47)$$

A presença de  $t_i$  permite a identificação de  $k$ , de modo que é possível isolar  $\beta$  e, portanto, recuperar a função  $g(\cdot)$  implícita na estimação. O procedimento de estimação resume-se à maximização de (47), o que pode ser feito por um programa para otimização de funções arbitrárias.

Os modelos analíticos apresentados neste capítulo, bem como os seus procedimentos econométricos, constituem o conjunto do conhecimento corrente aplicável a dados contingentes obtidos por meio de técnicas iterativas.

## **8. UMA APLICAÇÃO COMPARATIVA DOS MODELOS ANALÍTICOS PARA O MAC**

O objetivo deste capítulo é apresentar uma aplicação dos modelos analíticos e seus procedimentos econométricos conforme descritos no capítulo anterior e, assim, acrescentar evidências empíricas a esta área do MAC.

Os dados utilizados foram gerados em pesquisa realizada em 1998, quando o Método de Avaliação Contingente foi utilizado para estimação dos danos ambientais ao rio Meia Ponte, na cidade de Goiânia, capital do Estado de Goiás.<sup>19</sup>

### **8.1. Descrição dos dados**

Com o objetivo de estimar o valor dos danos decorrentes da poluição do rio Meia Ponte para a população de Goiânia, realizou-se levantamento de avaliação contingente nas feiras livres da cidade, já que a população considerada foram os consumidores de hortaliças em tal mercado.

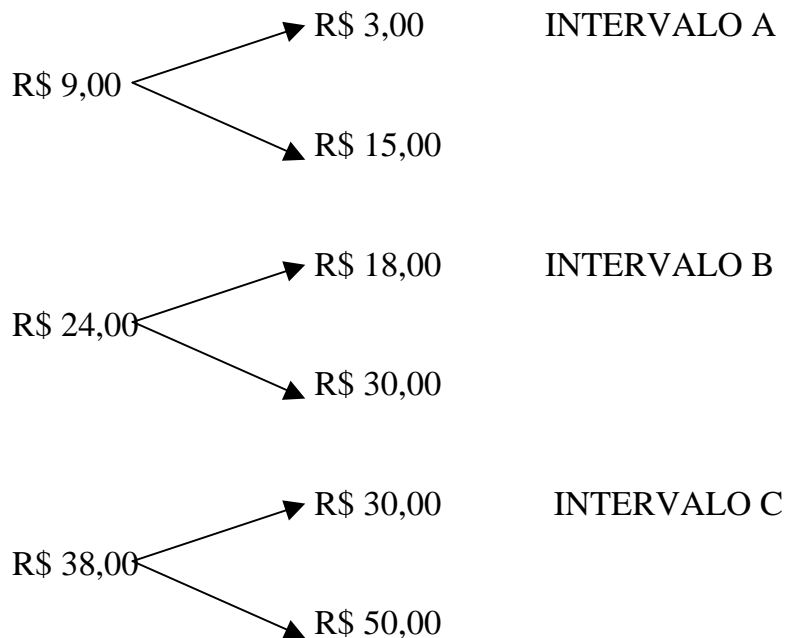
Na estruturação da pesquisa, a associação do rio Meia Ponte com a horticultura praticada em suas margens definiu uma relação entre a população

---

<sup>19</sup> RIBEIRO, F.L. **Avaliação contingente de danos ambientais: o caso do rio Meia Ponte em Goiânia-GO**. Viçosa: UFV, 1998. 80 p. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) - Universidade Federal de Viçosa, 1998.

urbana global e o recurso hídrico. Entre todos os estabelecimentos que comercializam hortaliças, as feiras livres constituem grandes mercados distribuídos em bairros estratégicos das regiões urbanas. Elas oferecem hortaliças provenientes de diferentes unidades produtivas, tal que os consumidores dificilmente têm certeza da origem dos produtos.

A pesquisa para obtenção da amostra, constituída de 505 observações, utilizou como mecanismo de captação da disposição a pagar dos indivíduos entrevistados a técnica *referendum* com *follow-up*, tal como descrita no capítulo 5, a partir de três intervalos de valores (A, B e C), conforme apresentados a seguir:



Para delimitação dos intervalos de valores, acima apresentados, foram definidos na pesquisa, inicialmente, 20 valores de R\$ 1,00 a R\$ 120,00, sendo este último o salário mínimo vigente no período. Na pesquisa piloto realizada, as primeiras entrevistas tomaram por base o valor médio da série, R\$ 60,00, caso este valor fosse aceito, valores superiores eram apresentados; caso contrário, valores menores eram apresentados até que fosse definida a máxima disposição a pagar do indivíduo. Verificou-se que nenhum entrevistado aceitou o valor médio e, conseqüentemente, nenhum valor superior a este. As entrevistas na segunda

fase da pesquisa piloto basearam-se num intervalo de valores que variaram de R\$ 1,00 a R\$ 50,00 e que foram apresentados aos entrevistados a partir do valor médio, R\$ 25,00. Assim, foram construídos três intervalos com oito valores tal como apresentado, o que foi definido no contexto da pesquisa.

Os dados obtidos estão sintetizados nos Quadros 2 e 3. O Quadro 2 lista as proporções de respostas SIM para cada um dos valores utilizados na pesquisa. O Quadro 3 apresenta as proporções para resultados SIM e NÃO em cada intervalo apresentado na pesquisa. Esses dados representam a amostra constituída por 505 observações, obtidas pela técnica *referendum com follow-up*.

Quadro 2 - Distribuição empírica da DAP - 505 observações. Goiânia, 1998

Máxima DAP	Frequência
R\$ 3,00	15
R\$ 9,00	56
R\$ 15,00	50
R\$ 18,00	25
R\$ 24,00	29
R\$ 30,00	55
R\$ 38,00	26
R\$ 50,00	23

Fonte: RIBEIRO (1998).

Quadro 3 - DAP conforme intervalo de valores monetários apresentados na pesquisa. Goiânia, 1998

Intervalo	Sim	Não
A	65,1%	34,9%
B	55,8%	44,2%
C	42,2%	57,8%

Fonte: RIBEIRO (1998).

## 8.2. Estimação da disposição a pagar

A pesquisa de avaliação contingente (RIBEIRO, 1998) fez a seguinte pergunta aos entrevistados nas feiras livres de Goiânia: “- Você estaria disposto a pagar R\$ t, para que a qualidade natural do rio Meia Ponte fosse restituída e conservada?”. O valor do acesso a essa melhoria é considerado como o excedente de compensação hicksiano, associado a uma mudança no preço atual (que é zero) para o preço após a melhoria. Tem-se assim a base teórica para os modelos analíticos a serem estimados, que partem, inicialmente, da pressuposição de que as respostas dos indivíduos à questão apresentada sejam resultado de um processo de maximização da utilidade.

Seja a seguinte função utilidade:

$$u(j, y; s) \tag{51}$$

em que  $j$  = variável binária;  $j = 1,0$ ;  $y$  = renda;  $s$  = vetor que representa atributos do indivíduo que possam afetar sua preferência. Portanto:

$$u_1 = u(1,y;s), \tag{52}$$

para uma resposta SIM;

$$u_0 = u(0, y; s), \quad (53)$$

para uma resposta NÃO.

As variáveis  $u_1$  e  $u_0$  são aleatórias com dada distribuição de probabilidade e com médias  $v(0, y; s)$  e  $v(1, y; s)$ . Portanto, as utilidades são escritas como:

$$u(j, y; s) = v(j, y; s) + e_j; j = 0, 1 \quad (54)$$

em que  $e_0$  e  $e_1$  são variáveis aleatórias idênticas e independentemente distribuídas, com média zero e variância finita.

A resposta do indivíduo é uma variável aleatória cuja distribuição de probabilidade é dada por:

$$P_1 = P_r \{ \text{o indivíduo aceita pagar} \} \quad (55)$$

$$P_1 = P_r \{ v(1, y-p; s) + e_1 \geq v(0, y; s) + e_0 \} \quad (56)$$

$$P_1 = P_r \{ \Delta v \geq \delta \} \quad (57)$$

$$\text{em que } \Delta v = v(1, y-p; s) - v(0, y; s) \quad (58)$$

$$\delta = e_0 - e_1 \quad (59)$$

Conseqüentemente:

$$P_0 = P_r \{ \text{o indivíduo não aceita pagar} \} \quad (60)$$

$$P_0 = 1 - P_r \quad (61)$$

Desde que o caráter aleatório é dado por  $\delta$ ,  $F_\delta(\cdot)$  é a função densidade acumulada de  $\delta$ , de modo que a probabilidade de que o indivíduo esteja disposto a pagar R\$  $t$  pode ser escrita como:

$$P_1 = F_\delta(\Delta v) \quad (62)$$

No modelo logit,  $F_\delta(\cdot)$  é a distribuição acumulada da função logística e  $\Delta v$  é a Função Diferença de Utilidades, tal como dada na equação (59).

Para obter o valor monetário dos benefícios ou danos ambientais referentes ao bem, estima-se uma quantia R\$  $t$  que satisfaça a igualdade:

$$v(1, y - p^*; s) - v(0, y; s) = \delta \quad (63)$$

Se  $\delta$  tem uma distribuição logística padronizada, a mediana é igual à média e igual a zero. Então, o valor  $\delta = 0$  está associado ao ponto de indiferença, sendo  $F_\delta(0) = 0,5$ , tem-se:

$$\Pr \{\Delta v = \delta = 0\} = F_\delta(\Delta v = 0) = 0,5 \quad (64)$$

Portanto, no modelo logit,  $t$  satisfaz a condição:

$$\Delta v(t) = 0 \quad (65)$$

HANEMANN (1984) alerta que as formas funcionais logarítmicas freqüentemente usadas não são compatíveis com a maximização da utilidade, e propõe a seguinte função linear em  $y$ <sup>20</sup>:

$$v(j, y; s) = a_j(s) + b y, \quad j = 0, 1; b > 0 \quad (66)$$

Aplicando em (66) a definição de Função Diferença de Utilidades dada em (59), segue que:

$$\Delta v = a_1(s) + b(y - p) - a_0(s) - by \quad (67)$$

$$\Delta v = [a_1(s) - a_0(s)] - bp \quad (68)$$

$$\Delta v = (a_1 - a_0) - bp \quad (69)$$

$$\Delta v = a - bp \quad (70)$$

Substituindo (70) em (62) tem-se que o modelo estatístico de escolha é :

$$P_1 = F_\delta(a - bp) \quad (71)$$

---

<sup>20</sup> Conseqüentemente, as probabilidades associadas à variável discreta de escolha independem da renda do indivíduo; assim ocorrem apenas os efeitos-substituição e não os efeitos-renda (HANEMANN, 1984).

em que

$$a = a_1 - a_0 \quad (72)$$

Os modelos *single e double-bounded* apresentados no capítulo anterior foram estimados conforme a função determinada em (71). A equação ajustada pelo método de Máximo-Verossimilhança foi definida por:

$$\Delta v = \alpha + \beta_1 \text{PREÇO} + \beta_2 \text{RENFA} + \beta_3 \text{ORIG} + \beta_4 \text{PROT}. \quad (73)$$

A variável dependente binária, com valor 0 para resposta NÃO e 1 para resposta SIM à questão de disposição a pagar, está representada por  $\Delta v$ , na equação (73). As variáveis explicativas incluídas no modelo especificado foram as seguintes: PREÇO - consta de todos os valores monetários apresentados na pesquisa conforme os intervalos de disposição a pagar, ou seja, valores R\$ 3,00, R\$9,00, R\$ 15,00, R\$ 18,00, R\$ 24,00, R\$ 30,00, R\$ 36,00 e R\$ 50,00; RENFA - designa seis intervalos de renda familiar, sendo o primeiro intervalo correspondente a um salário mínimo e o sexto a mais de vinte salários mínimos; ORIG - é uma dummy com valores 0 e 1, respectivamente representando os indivíduos que não tem certeza da origem das hortaliças que adquirem e caso contrário; PROT - é uma variável indicativa de vieses nas respostas de valoração contingente.

As demais variáveis obtidas na pesquisa, que caracterizam as unidades amostrais e seu posicionamento quanto ao consumo de hortaliças ou quanto a poluição do rio, foram testadas em ambos os modelos mas, em geral, apresentaram correlação com outra(s) variável(is), tal que o grau de multicolinearidade introduzido em cada modelo foi prejudicial. Assim, alguns coeficientes de variáveis importantes passaram a não ter sinais esperados ou tornaram-se não significativos. Então, sustenta-se que o posicionamento do entrevistado é determinado pelas características de seu grupo familiar.

A estimação tradicional do modelo *single-bounded* é bastante simples, do ponto de vista computacional, quando se usa a distribuição logística.

Considera-se que tal distribuição, além de ser muito próxima à distribuição normal, também apresenta a vantagem de incluir os valores extremos de forma mais adequada devido ao *fat tails* – mais massa nas caudas (BELLUZZO JR., 1999). HANEMANN (1984, 1989) indica a utilização dos modelos logit e probit, especialmente do modelo logit devido ao comportamento nas caudas da distribuição.

A estimação do modelo *double-bounded* exige a maximização de funções de verossimilhanças que nesses casos podem ser bastante complicadas, dadas as hipóteses. Alternativamente, conforme BRISCOE et al. (1990), pode-se considerar cada entrevista, referente a um intervalo de valores apresentado ao indivíduo, como três observações, de modo a utilizar os recursos disponíveis nos pacotes econométricos. A amostra passa a ser constituída por 1.515 observações. Assim, pode-se aproveitar toda a informação a respeito da valoração do entrevistado e, portanto, reduzir o intervalo que contém sua disposição máxima a pagar. Contudo, tal procedimento introduz correlação entre os erros devido à repetição de características de uma mesma família, assim implicando em viés nos estimadores das variâncias dos coeficientes ainda que esses sejam não-viesados.

Os resultados dos ajustamentos *single* e *double-bounded* constam, respectivamente, nos Quadros 4 e 5.

Analisando os números apresentados nos quadros acima, verifica-se que os resultados são satisfatórios já que todas as variáveis têm coeficientes estimados com sinais esperados e significativos a 1% de probabilidade, tanto para o modelo *single*, como para o modelo *double-bounded*. Tais resultados conferem confiabilidade às estimativas, conforme discutido no capítulo 6, item 6.2. Uma importante contribuição deste capítulo é comprovar a vantagem da abordagem *double-bounded* para a estimação da DAP conforme a magnitude dos desvios obtidos. A utilização de mais informação aumenta a eficiência das estimativas, as quais apresentam menores erros-padrão.

Quadro 4 - Resultados das estimações - modelo *single-bounded*

Variável	Coefficiente	Erro-padrão	t-student	Probabilidade
Logit//Variável Dependente é $\Delta v$				
Amostra 1 505				
Observações incluídas: 505				
Convergência após três iterações				
C	0,939188	0,333564	2,815620	0,0051
PREÇO	-0,039731	0,009255	-4,293113	0,0000
RENFA	0,293430	0,084132	3,487730	0,0005
ORIG	0,367873	0,261318	1,407757	0,1598
PROT	-0,416171	0,043213	-9,630600	0,0000
Log da verossimilhança			-302,7856	
Obs. com $\Delta v=1$			226	
Obs. com $\Delta v=0$			279	
Variável	Média todos	Média $\Delta v=1$	Média $\Delta v=0$	
C	1,000000	1,000000	1,000000	
PREÇO	22,55050	20,00000	24,61649	
RENFA ORIG	3,229703	3,336283	3,143369	
PROT	0,192079	0,221239	0,168459	
	3,312871	1,827434	4,516129	

Fonte: Resultados da pesquisa.

Quadro 5 - Resultados das estimações - modelo *single-bounded*

---

Logit//Variável Dependente é  $\Delta v$   
 Amostra 1 1515  
 Observações incluídas: 505  
 Convergência após quatro iterações

---

Variável	Coefficiente	Erro-padrão	t-student	Probabilidade
C	0,927098	0,189423	4,894317	0,0000
PREÇO	-0,047997	0,004951	-9,693572	0,0000
RENFA	0,305156	0,049001	6,227569	0,0000
ORIG	0,301300	0,152558	1,974981	0,0483
PROT	-0,420171	0,025808	-16,28036	0,0000

---

Log da verossimilhança	-302,7856
Obs. com $\Delta v=1$	624
Obs. com $\Delta v=0$	891

---

Variável	Média todos	Média $\Delta v=1$	Média $\Delta v=0$
C	0,000000	0,000000	0,000000
PREÇO	13,74546	12,44863	13,65430
RENFA	1,258995	1,403345	1,323440
ORIG	0,379458	0,412083	0,393647
PROT	2,397811	2,795670	2,878215

---

Fonte: Resultados da pesquisa.

Para a variável PREÇO, o coeficiente negativo significa que quanto mais alto o valor apresentado, menor a probabilidade de uma resposta SIM à valoração contingente, representando uma menor disposição a pagar. A variável RENFA (renda familiar) tem coeficiente positivo indicando que aumentos na renda aumentam a probabilidade de respostas afirmativas à questão de disposição a pagar. Quando os indivíduos não têm certeza da origem dos produtos que adquirem no mercado, maior é a probabilidade de resposta SIM, o que está representado pelo coeficiente positivo da variável ORIG. O coeficiente da variável PROT é negativo tal como esperado pois indica que na presença de vieses, há maior probabilidade de uma resposta negativa.

A significância dos coeficientes das variáveis, para cada modelo, foram confirmadas pelo Teste de Wald<sup>21</sup>. A avaliação geral do ajustamento para cada modelo é satisfatória e foi obtida pelo Índice de Razão de Verossimilhança<sup>22</sup>, o qual para o modelo *single-bounded* obteve valor igual a 0,78, indicativo de que 78% das variações ocorridas na probabilidade de disposição a pagar são explicadas pelas variáveis independentes do modelo, e para o modelo *double-bounded* o valor obtido é igual 0,74.

Estimados os parâmetros da função diferença de utilidades, tal como apresentada em (73), obteve-se as probabilidades associadas a uma resposta positiva de disposição a pagar. Para obtenção da medida monetária de disposição a pagar igualou-se a função estimada a zero e resolveu-a para a variável preço, como segue.

Dada a função:

$$\Delta v = a - bt$$

---

<sup>21</sup> O Teste de Wald é assintoticamente distribuído com Qui-quadrado e permite testar a hipótese nula de que não existe relação entre o logito e cada uma das variáveis explicativas do modelo.

<sup>22</sup> IRV =  $\ln L(\beta) / \ln L(0)$ , em que  $\ln L(\beta)$  é o valor em logaritmo da função de Máxima Verossimilhança em seu ponto de máximo; e  $\ln L(0)$  é o valor em logaritmo da função de máximo Verossimilhança sob a hipótese de que todos os coeficientes sejam nulos, exceto o intercepto.

Fazendo  $\Delta v = 0$ :

$$A - b t = 0 \quad (74)$$

Resolvendo para t, obtém-se:

$$T^* = \frac{a}{b} \quad (75)$$

Assim, obtém-se o valor médio (e mediano) de  $t = t^*$ , calculado em função dos coeficientes do modelo estatístico discreto de escolha. O dano individual é dado por:

$$\text{Dano Individual} = \frac{\alpha^*}{\beta^*} \quad (76)$$

Sendo  $\alpha^*$  a estimativa dos coeficientes que representam a e  $\beta^*$  as estimativas de b em (58), então:

$$\alpha^* = \hat{\alpha} + \hat{\beta}_2 \left( \overline{\text{RENFA}} \right) + \hat{\beta}_3 \left( \overline{\text{ORIG}} \right) - \hat{\beta}_4 \left( \overline{\text{PROT}} \right) \quad (77)$$

$$\beta^* = \hat{\beta}_1 \text{PREÇO} \quad (78)$$

Substituindo as variáveis RENFA, ORIG e PROT, apresentadas em (77) por seus respectivos valores médios, e usando o valor estimado dos parâmetros, e em (78) fazendo  $\beta^*$  igual ao coeficiente estimado da variável PREÇO, tem-se o valor monetário estimado de disposição a pagar, tanto para o modelo *single-bounded* como para o modelo *double bounded*, apresentados no Quadro 5.

Os valores obtidos de disposição a pagar por meio dos modelos *single* e *double bounded* foram muito próximos, sendo que a diferença entre os valores pontuais estimados de DAP decorre do próprio processo de estimação desta, que tem por base as estimativas dos parâmetros dos modelos *single* e *double bounded*, os quais foram estimados com amostras de tamanhos diferentes.

Quadro 6 - Estimativas de disposição a pagar pela restituição e conservação da qualidade do rio Meia Ponte em Goiânia

<i>Single bounded</i>	R\$ 14,57
<i>Double bounded</i>	R\$ 11,85

Fonte: Estimativas da pesquisa.

### 8.2.1. Estimativa *single-bounded* modificada

A partir de (71) realizou-se estimativa em que a variável PREÇO foi substituída pelas *dummies*  $S_1$  e  $S_2$  que se referem aos valores apresentados aos indivíduos na questão *referendum* com *follow-up*, conforme os intervalos A, B e C. Os resultados obtidos apresentam que os coeficientes são negativos e significativos, implicando que o aumento de uma unidade de valor (em termos monetários) do intervalo A para o intervalo B, *ceteris paribus*, reduz a probabilidade condicional de ocorrência do evento SIM em 0,45, enquanto que do intervalo A para o intervalo C a redução é de 0,98.

A interpretação da equação ajustada a partir da definição das variáveis  $S_1$  e  $S_2$  gera três modelos, a partir dos quais é possível verificar a relação existente entre as variáveis RENFA, ORIG e PROT com a probabilidade de disposição a pagar para cada um dos intervalos de valores da avaliação contingente.

Fazendo  $S_1 = S_2 = 0$  obtém-se o modelo para o intervalo A:

$$\Delta v = \hat{\alpha} + \hat{\beta}_3 \text{RENFA} + \hat{\beta}_4 \text{ORIG} + \hat{\beta}_5 \text{PROT} \quad (79)$$

$$\Delta v = 0,876393 + 0,20394 \text{ RENFA} + 0,331489 \text{ ORIG} - 0,277614 \text{ PROT}$$

Para  $S_1 = 1$  e  $S_2 = 0$  tem-se o modelo do intervalo B:

$$\Delta v = \hat{\alpha} + \beta_1 S_1 + \hat{\beta}_3 \text{RENFA} + \beta_4 \text{ORIG} - \hat{\beta}_5 \text{PROT} \quad (80)$$

$$\Delta v = 0,876393 - 0,450273S_1 + 0,203942RENFA + 0,331489ORIG \\ - 0,277614PROT$$

O modelo para o intervalo C é obtido com  $S_1 = 0$  e  $S_2 = 1$ :

$$\Delta v = \hat{\alpha} + \hat{\beta}S_2 + \hat{\beta}_3RENFA + \hat{\beta}_4ORIG - \hat{\beta}_5PROT \quad (81)$$

$$\Delta v = 0,876393 - 0,976964S_2 + 0,203942RENFA + 0,331489 ORIG \\ - 0,277614 PROT$$

A probabilidade de que um indivíduo representativo da população (tomando-se valores médios) dirá SIM à valoração contingente quando os valores a ele apresentados pertençam ao intervalo A é de 66,35%. Esta probabilidade é dada por:

$$\ln \frac{P_i}{(1-P_i)} = \hat{\alpha} + \hat{\beta}_3(3,229703) + \hat{\beta}_4(0,192079) - \hat{\beta}_5(3,312871) \quad (82)$$

$$\frac{P_i}{(1-P_i)} = e^{0,679037795} \quad (83)$$

$$P_i = 0,663523909 = 66,35\% \quad (84)$$

Quando os valores pertencem ao intervalo B têm-se que:

$$\ln \left[ \frac{P_i}{(1-P_i)} \right] = \hat{\alpha} - \hat{\beta}_1(1) + \hat{\beta}_3(3,229703) + \hat{\beta}_4(0,192079) - \hat{\beta}_5(3,312871) \quad (85)$$

$$\frac{P_i}{(1-P_i)} = e^{0,228764795} \quad (86)$$

$$P_i = 0,556994308 = 55,70\% \quad (87)$$

Para o intervalo C:

$$\ln \left[ \frac{P_i}{(1-P_i)} \right] = \hat{\alpha} - \hat{\beta}_2(1) + \hat{\beta}_3(3,229703) + \hat{\beta}_4(0,192079) - \hat{\beta}_5(3,312871) \quad (88)$$

$$\frac{P_i}{(1 - P_i)} = e^{-0,297926205} \quad (89)$$

$$P_i = 0,426064517 = 42,61\% \quad (90)$$

Conclui-se que a probabilidade estimada de uma resposta SIM, *ceteris paribus*, é maior no intervalo A, decresce para o intervalo B e, é menor no intervalo C. É interessante uma comparação com os dados apresentados no Quadro 3. No item 8.1, realizou-se a apresentação dos dados da pesquisa sendo que o Quadro 3 informou acerca das proporções de respostas SIM e NÃO em cada intervalo de valores. As probabilidades estimadas e as proporções de respostas SIM obtidas na pesquisa, para cada um dos três intervalos, são muito próximas, conforme observa-se no Quadro 6.

Quadro 7 - Comparação entre proporções observadas e probabilidades estimadas de respostas sim, para os intervalos de valores da pesquisa

Intervalos	% amostrado (sim)	Probabilidade estimada (sim)
A	65,1%	66,3%
B	55,8%	55,7%
C	42,2%	42,6%

Fonte: Dados e estimativas da pesquisa.

Tal como indicado pela teoria econômica, a disposição a pagar dos indivíduos por um bem ou serviço que desejam, que neste caso específico é a qualidade ambiental do rio Meia Ponte em Goiânia, decresce à medida em que os valores referentes ao bem são majorados.

## 9. RESUMO E CONCLUSÕES

O tema deste estudo, tal qual expresso por seu título, é “Valoração de danos ambientais: Uma análise do Método de Avaliação Contingente”. Este teve início com uma contextualização geral do debate internacional sobre instrumentos de política ambiental, destacando a tendência de maior utilização dos chamados instrumentos econômicos, conforme proposta do *mainstream* – teoria econômica neoclássica, bem como as alegadas dificuldades práticas de aplicação desses instrumentos conforme preconizados pela teoria.

Para essa teoria o instrumento econômico típico – aquele capaz de internalizar as externalidades - é a taxa. De fato, conforme teoricamente concebida por Pigou no início do século passado, a taxa garante o nível ótimo de poluição ao equiparar os custos privados aos custos sociais.

Para cumprir esse papel, tratando-se de problemas ambientais, o cálculo da taxa tem que se basear nos custos de degradação ambiental. Seu valor deve ser exatamente igual ao custo externo marginal no ponto em que este se iguala ao nível ótimo de poluição. Tudo seria muito simples caso se conhecesse a função de dano, que expressa quanto o dano ambiental, em termos monetários, varia com o nível de poluição emitido. Mas tal tarefa tem parecido impossível, apontando para o fato que, na prática, não se aplica uma taxa ambiental tal qual

prescrita pela teoria. Conforme os estudos empíricos disponíveis, não há experiência de adoção desse tipo de taxa que diferencie os poluidores de acordo com o montante de danos causados.

Não deixa de ser um tanto irônico que a taxa pigouviana, considerada por muitos autores o paradigma da eficaz intervenção governamental nas situações em que ocorrem externalidades, não tenha jamais sido aplicada. Embora os próprios economistas de orientação neoclássica reconheçam o fato, justificam-se apresentando as dificuldades da valoração monetária de danos ambientais como um problema instrumental. Assim, lançam-se à experimentação de modelos e métodos alternativos à obtenção desses valores.

Exposto o problema então colocado à análise, tem-se por objetivo estudar os princípios, as hipóteses gerais e as conclusões obtidas pelo Método de Avaliação Contingente para avaliar seu valor e alcance na obtenção de valores ambientais.

Inicialmente foram apresentados os pressupostos básicos da Teoria Ambiental Neoclássica. Destacou-se que a sua divisão nas sub-disciplinas Economia da Poluição e Economia dos Recursos Naturais determina um isolamento artificial entre os problemas temporais e sociais que caracterizam a questão ambiental, implicando em pouco realismo ou aderência do arcabouço teórico.

Na apresentação do modelo de externalidades, o qual evidencia a degradação ambiental como uma falha de mercado, verificou-se que o processo de inovação tecnológica, induzido pela própria taxa pigouviana, impede a determinação do equilíbrio. Comprova-se, mais uma vez, que o caráter estático da Economia da Poluição gera lacunas teóricas. As externalidades se configuram de forma dinâmica. Ainda com relação a definição de externalidades, apresentou-se que o modelo de custo-benefício formulado com base no Custo Marginal Externo e no Custo Marginal de Controle não é aderente a tal definição.

Finalmente é colocada a discussão da obtenção de valores ambientais. A concepção destes pela teoria neoclássica, assim como os preços de mercado, é estabelecida por meio das preferências individuais que constituem a categoria

analítica básica desta teoria, a qual considera o mercado como elemento central em sua estrutura. A aplicação destes princípios a questões tratadas, pela própria teoria neoclássica, como falhas de mercado, têm como consequência imediata a impossibilidade de operacionalização de variáveis, tais como os valores ambientais associados a bens públicos. Esse é o alegado “problema prático” que impede uma solução “*first-best*” no âmbito das formulações de política ambiental, que têm recorrido ao estabelecimento de níveis de referência para a poluição como forma de determinação da taxa ou outro instrumento econômico.

É assim que apresenta-se o Método de Avaliação Contingente (MAC), considerado entre os economistas do meio ambiente como o método capaz de obter “valores totais” associados a bens e serviços ambientais. O MAC estima valores ambientais com base nas preferências expressas pelos indivíduos a partir de um mercado hipotético construído pelo pesquisador. Segundo os representantes da escola neoclássica e defensores do MAC, as preferências individuais são identificadas pela disposição a pagar dos indivíduos entrevistados e, embora as disposições a pagar individuais possam diferir, a agregação destas fornece a estimativa do que é socialmente desejável.

O MAC, assim como seus modelos analíticos, é fundamentado solidamente na teoria neoclássica, e utiliza-se de avançadas técnicas estatísticas e econométricas que constituem o “estado das artes”. Os resultados obtidos com as estimativas realizadas nesta tese, assim como em inúmeros outros trabalhos publicados, são coerentes com a teoria econômica, considerando-se que as verdadeiras preferências dos indivíduos tenham sido reveladas. A qualidade dos ajustamentos e as análises subseqüentes que constituem, neste trabalho, uma evidência empírica favorável ao MAC, é um recurso que embora incapaz de validá-lo, pode qualificá-lo.

Apresenta-se, dado o objetivo central da pesquisa, que a Teoria Ambiental Neoclássica não constitui um marco teórico plenamente adequado para o tratamento dos problemas ambientais. O modelo de externalidades de caráter estático tem aplicação restrita a danos ambientais reversíveis e localizados, situação à qual a aplicação do Método de Avaliação Contingente

para a obtenção de valores ambientais pode oferecer boas aproximações dos custos marginais de degradação, assim possibilitando a aplicação prática do “princípio do poluidor pagador”.

A preocupação apresentada com relação ao papel dos economistas na formulação de políticas ambientais é equacionada com o entendimento que sua postura deva ser mais pragmática, tal como apresentada nas palavras de CROPPER e OATES (1992:700) com as quais encerra-se a presente conclusão:

“Nossa intenção não é sugerir que a ênfase de economista nos sistemas de incentivos econômicos tem sido equivocada, mas sim argumentar que a estrutura e análise política são muito mais complicadas do que os livros-texto usuais sugerem. A aplicação de sistemas de incentivos econômicos é em alguma medida limitada por capacidades de monitoração e complicações espaciais (...). A análise econômica cuidadosa tem, acreditamos, um papel importante a desempenhar na compreensão das formas como estes operam. Mas sua melhor contribuição pode se dar não através de um compromisso dogmático com incentivos econômicos, mas sim pela análise cuidadosa de todo o leque de instrumentos de política disponível (...)”.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, L.C. **Política ambiental: uma análise econômica**. São Paulo: UNESP, 1998. 192 p.
- AMAZONAS, M.C. Economia ambiental neoclássica e desenvolvimento sustentável. In: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA - ANPEC, 26, 1998. **Anais...** Águas de Lindóia, 1998. v. 3.
- BACON, R. Measurement of welfare changes caused by large price shifts - an issue in the power sector. **World Bank Discussion Papers**, Washington, D.C., n. 273, 29 p., 1995.
- BAUMOL, W.T., OATES, W.E. **The theory of environmental policy: externalities, public outlays and the quality of life**. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall, 1975.
- BAUMOL, W.T., OATES, W.E. **The theory of environmental policy**. 2.ed. Cambridge: Cambridge University, 1988.
- BELLUZZO, W.J. Avaliação contingente para valoração de projetos de conservação e melhoria dos recursos hídricos. **Pesquisa e Planejamento Econômico**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 1, p. 113-136, 1999.
- BELLUZZO, W.J. **Valoração de bens públicos: o método de avaliação contingente**. São Paulo: USP, 1995. 151 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, 1995.
- BISHOP, R.C., HEBERLEIN, T.A. Measuring values of extramarket goods: are indirect measures biased? **American Journal of Agricultural Economics**, p. 926-930, 1979.

- BJORNSTAD, D.J., KAHN, J.R. **The contingent valuation of environmental resources: methodological issues and research needs.** Vermont: New Horizons in Environmental Economics, 1996. 305 p.
- BOHM, P., RUSSELL, C.S. Comparative analysis of alternative policy instruments. In: KNEESE, A.V., SWEENEY, J.L. **Handbook of natural resource and energy economics.** North Holland: Elsevier Science, 1985. cap. 10, p. 395-460.
- BOYLE, K.J., BISHOP, R. Welfare measurements using contingent valuation: a comparison of techniques. **American Journal of Agricultural Economics**, n. 70, p. 20-28, 1988.
- BRISCOE, J., CASTRO, P.F., GRIFFIN, C., OLSEN, O. Toward equitable and sustainable rural water supplies: a contingent valuation study in Brazil. **World Bank Economic Review**, v. 4, p. 115-134, 1990.
- CAMERON, T., JAMES, M. Efficient estimation methods for use with “close ended” contingent valuation survey data. **Review of Economic and Statistical**, n. 69, p. 269-276, 1987.
- CARSON, R.T., HANEMANN, M., KOOP, R.J., KROSNICK, J.A., MITCHELL, R.C., PRESSER, S., RUUD, P.A., SMITH, V.K., CONAWAY, M., MARTIN, K. **Was the NOAA panel correct about contingent valuation?** Maryland: Resources for the Future, 1996. (Discussion Paper, 20).
- COMUNE, A.E. Meio ambiente, economia e economistas: uma breve discussão. In: MAY, P.H., MOTTA, R.S. **Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Campus, 1995. cap. 3 e 4.
- CROPPER, M.L., OATES, W.E. Environmental economics: a survey. **Journal of Economic Literature**, Nashville, v. 30, p. 675-740, 1992.
- CUMMINGS, R.G., BROOKSHIRE, D.S., SHULZE, W.D. **Valuing environmental goods: a state of the arts assessment of the contingent valuation method.** Totowa, N.J.: R&A, 1986. 270 p.
- DASGUPTA, P. **The environmental as a commodity.** Helsinki: World Institute for Development Economics Research, 1990. (Working Paper, 84).
- DIAMOND, P.A., HAUSMAN, J.A. On contingent valuation measurement of nonuse values. In: HAUSMAN, J.A. **Contingente valuation - a critical assessment.** Amsterdã: North-Holland, 1993. p. 87-129.

- DIETZ, F.J., STRAATEN, V.J. Rethinking environmental economics: missing links between economic theory and environmental policy. **Journal of Economics Issues**, v. 26, n. 1, 1992.
- FISHER, A.C. **Resources and environmental economics**. Cambridge: Cambridge University, 1981.
- FREEMAN III, A.M. Approaches to measuring public goods demands. **American Journal of Agricultural Economics**, p. 915-920, 1979a.
- FREEMAN III, A.M. **The benefits of environmental improvement: theory and practice**. Maryland: Resources on the Future, 1979b. 272 p.
- GRUCHY, A.G. Three different approaches to institutional economics: an evaluation. **Journal of Economic Issues**, v. 24, n. 2, jun. 1990.
- HANEMANN, M. Valuing the environment through contingent valuation. **Journal of Economic Perspectives**, v. 8, n. 4, p. 19-43, 1986.
- HANEMANN, M. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. **American Journal of Agricultural Economics**, n. 66, p. 332-341, 1984.
- HANEMANN, M., LOOMIS, J., KANNINEN, B. Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation. **American Journal of Agricultural Economics**, n. 73, p. 125, 1991.
- HANEMANN, M. Theory versus data in the contingent valuation debate. In: BJORNSTAD, D.J., KAHN, J.R. **The contingent valuation of environmental resources**. Vermont: New Horizons in Environmental Economics, 1996. p. 38-60.
- HAYDEN, F.G. Instrumental valuation indicators for natural resources and ecosystems. **Journal of Economic Issues**, v. 25, n. 4, 1991.
- KAHNEMAN, D., KNESTSCH, J.L. Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 22, n. 1, p. 57-70, 1992.
- MÄLER, K.G. **Environmental economics**. Baltimore: John Hopkins University, 1974. 267 p.
- MÄLER, K.G. Welfare economics and the environment. In: KNEESE, A.V., SWEENEY, J.L. **Handbook of natural resources and energy economics**. Elsevier Science, 1985. v. 1, p. 3-60.

- MARGULIS, S. **Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos**. São Paulo: IPEA, 1994.
- McFADDEN, D. Contingent valuation and social choice. **American Journal of Agricultural Economics**, n. 76, p. 689-708, 1994.
- MITCHELL, R.C., CARSON, R.T. **Using surveys to value public goods: the contingent valuation method**. Washington, D.C.: Resources for the Future, 1989.
- MUELLER, C.C. Economia e meio ambiente na perspectiva do mundo industrializado: uma avaliação da economia ambiental neoclássica. **Estudos Econômicos**. V.26, n.2, 1996.
- PEARCE, D.W. Economics, equity and sustainable development. **Futures**, v. 20, n. 6, 1988.
- PEARCE, D.W., TURNER, R.K. **Economics of natural resources and the environment**. Londres: Harvester/Wheatsheaf, 1990.
- PINDYCK, R.S., RUBINFELD, D.L. **Microeconomia**. São Paulo: Makron Books, 1994. cap. 18.
- PINDYCK, R.S., RUBINFELD, D.L. **Microeconomia**. São Paulo: Makron Books, 2002.
- PORTEY, P.R. The contingent valuation debate: why economists should care. **Journal of Economic Perspectives**, v. 8, n. 4, p. 3-17, 1994.
- RANDALL, A. **Resource economics: an economic approach to natural resource and environmental policy**. 2.ed. New York: John Wiley and Sons, 1987. 434 p.
- ROBERTS, M.J., SPENCE, M. Effluent charges and licenses under uncertainty. **Journal of Public Economics**, n. 5, p. 193-208, 1976.
- SCHUMAN, H. The sensitivity of CV outcomes to CV survey methods. In: BJORNSTAD, D.J., KAHN, J.R. **The contingent valuation of environmental resources**. Vermont: New Horizons in Environmental Economics, 1996. p. 75-96.
- SELLAR, C., STOLL, J.R., CHAVAS, J. Validation of empirical measures of welfare change: a comparison of nonmarket goods. **Land Economics**, p. 156-175, 1985.

- SELLAR, C., CHAVAS, J., STOLL, J.R. Specification of logit model: the case of valuation of nonmarket goods. **Journal of Environmental Economics and Management**, n. 113, p. 382-390, 1986.
- SERÔA DA MOTTA, A. Análise de custo-benefício do meio ambiente. In: MARGULIS, S. **Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos**. Rio de Janeiro: IPEA/PNUD, 1990.
- SERÔA DA MOTTA, A. **Política de controle ambiental e competitividade. Nota técnica temática do estudo da competitividade da indústria brasileira**. Campinas: Unicamp, 1993. (Mimeogr.).
- SÖDERBAUM, P. Neoclassical and institutional approaches to environmental economics. **Journal of Economic Issues**, v. 24, n. 2, 1990.
- STRONG, M. Prefácio. In: SACHS, I. **Estratégias de transição para o século XXI: desenvolvimento e meio ambiente**. São Paulo: Studio Nobel/Fundap, 1993.
- SWANEY, J.A. Elements of a neoinstitutional environmental economics. **Journal of Economic Issues**, v. 21, n. 4, 1987.
- SWANEY, J.A. Market versus command and control environmental policies. **Journal of Economic Issues**, v. 26, n. 2, 1992.
- TIETENBERG, T.H. Economic instruments for environmental regulation. **Oxford Review of Economic Policy**, v. 6, n. 1, 1990.
- TIETENBERG, T.H. **Environmental and natural resource economics**. New York: Addison, 2000.
- VARIAN, H.R. **Microeconomic analysis**. 7.ed. New York: W.W. Norton & Company, 1992.
- VICKERY, W.S. Theoretical and practical possibilities and limitations of a market mechanism approach to air pollution control. **Land Economics**, Madison, v. 68, n. 1, p. 1-6, 1992.