

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE CIÊNCIAS ECONÔMICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA**

MARIA CAROLINA ROSA GULLO

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS: UMA APLICAÇÃO
PARA O SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL**

**PORTO ALEGRE
2010**

MARIA CAROLINA ROSA GULLO

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS: UMA APLICAÇÃO
PARA O SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Economia, ênfase em Economia do Desenvolvimento.

Orientador: Prof. Dr. Sabino da Silva Porto Junior

**PORTO ALEGRE
2010**

G973v

Gullo, Maria Carolina Rosa

Valoração econômica dos recursos naturais: uma aplicação para o setor industrial de Caxias do Sul / Maria Carolina Rosa Gullo. – Porto Alegre, 2010.

111 f.

Orientador: Sabino da Silva Porto Junior.

Ênfase em Economia do Desenvolvimento.

Tese (Doutorado em Economia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Ciências Econômicas, Programa de Pós-Graduação em Economia, Porto Alegre, 2010.

1. Economia ambiental. 2. Recursos naturais : Valor. 3. Recursos naturais : Valor : Caxias do Sul. I. Porto Junior, Sabino da Silva. II. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Faculdade de Ciências Econômicas. Programa de Pós-Graduação em Economia. III. Título.

CDU 502.13

MARIA CAROLINA ROSA GULLO

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS: UMA APLICAÇÃO
PARA O SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Economia, ênfase em Economia do Desenvolvimento.

Aprovada em: Porto Alegre, _____ de _____ de 2010.

Prof. Dra. Clitia Helena Backx Martins
PUC-RS e FEE

Prof. Dr. Silvio Cezar Arend
UNISC

Prof. Dr. Sergio Marley Modesto Monteiro
PPGE/ UFRGS

AGRADECIMENTOS

Agradeço a oportunidade de fazer parte do Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, por isso um especial agradecimento aos professores e a equipe de apoio (secretaria).

Ao meu orientador, prof. Sabino da Silva Porto Junior, agradeço pelas orientações e ensinamentos, em busca do melhor resultado.

Aos membros da banca, agradeço por prontamente terem aceito a participação nela, e por se disponibilizarem para contribuir para que este trabalho possa ser, assim, mais enriquecido e aprimorado.

A minha família e aos meus amigos pelo apoio e, principalmente, pela compreensão nos momentos em que não pude estar presente. No entanto, um carinho especial para Felipe Alban, Everson Lorenzoni e Renata D. Frigeri Varela pela amizade, cumplicidade e apoio nessa caminhada, principalmente, nos últimos meses.

Aos colegas do PPGE/UFRGS, em especial a Glaucilene Trapp, Cristiane Lauer Schlottfeldt e Everson dos Santos, agradeço pela amizade construída e compartilhada por horas de estudo.

Aos meus colegas, professores e funcionários da Universidade de Caxias do Sul pelo apoio e, principalmente, pela compreensão nos momentos em que necessitei me ausentar. Um agradecimento especial à Profa. Lodonha M. C. Soares, minha chefe de departamento quando do início deste curso e que me proporcionou conciliar as minhas funções de professora com o doutorado, ao Prof. Dr. Lademir L. Beal (engenheiro químico) pela inestimável ajuda no terceiro ensaio e a Profa. Valneide Luciane Azpiroz pela correção do português.

RESUMO

A relação economia e meio ambiente, retratada pela teoria econômica desde autores como David Ricardo, Thomas Malthus e Marx, tornou-se mais evidente após a década de 60 (século XX) em função dos processos de industrialização nos principais países do mundo. Intelectuais, como os que formaram o Clube de Roma, ressaltavam a tendência à escassez dos recursos naturais pela superexploração. Porém, uma área ainda é bastante polêmica dentro da relação entre economia e meio ambiente: a da valoração econômica. Os métodos usualmente propostos tendem a valorar os recursos naturais através da revelação das preferências. Normalmente, os recursos naturais não possuem um mercado real, fazendo-se necessário recorrer-se a um mercado hipotético para revelar a preferência dos agentes econômicos. Para fazer uma discussão acerca do tema, esta tese está dividida em três ensaios. No primeiro fez-se uma revisão sobre as teorias que evidenciam a relação entre economia e meio ambiente. No segundo aplicou-se o método da valoração contingente usando a Represa Dal Bó, em Caxias do Sul, como objeto no qual se desejou encontrar a disposição a pagar por sua preservação. Para o tratamento das informações aplicou-se uma regressão logística do tipo Logit. Por fim, no terceiro apresentou-se a Análise Custo Efetividade como uma alternativa a valoração ou precificação de um recurso natural. Para tanto, utilizou-se a situação dos recursos hídricos de Caxias do Sul para um exercício aplicando a ACE. Como conclusão, tem-se que a relação entre economia e meio ambiente é polêmica, sobretudo no que diz respeito à valoração. Ao aplicar o MVC, este apresentou resultados econométricos não muito significativos, confirmando as limitações do método. Mesmo assim, aponta com uma probabilidade de 69% uma disposição a pagar de mais de R\$ 4,00/mês. Já para a aplicação da Análise Custo Efetividade, ao considerar-se apenas o setor industrial, tem-se que uma tarifa incitativa seria, no mínimo, de R\$ 636,68 ton/ano representando o custo marginal para tratar a matéria orgânica medida pela demanda química de oxigênio. Ao acrescentar outros setores tem-se que a tarifa diminui para R\$ 572,32 ton/ano devido ao custo marginal menor do setor doméstico. Pelos exercícios propostos a análise custo efetividade se mostra viável para valorar os recursos naturais sem, necessariamente, os precificar diretamente.

Palavras-chave: Economia Ambiental. Método de Valoração Contingente. Análise Custo Efetividade.

ABSTRACT

Economy and environment relationship, portrayed by economic theory from authors like David Ricardo, Thomas Malthus and Marx, became more apparent after the 1960s (Century XX), stand out by the industrializing processes in main countries of the world. Intellectuals such as members of The Club of Rome gave emphasis to the natural resources scarcity tendencies caused by super exploration. However, there is still a controversial area within the relationship between environment and economy: the economic valuation. Usual proposed methods tend to value natural resources through disclosure of preferences. Normally occurs that natural resources do not have a real market, making it necessary to resort to a hypothetical market to reveal the preference of economic agents. For a discussion on the issue, this thesis is divided into three essays. In the first, a review about the theories that highlight the relationship between economy and environment is made. In the second, the contingent valuation method is applied using the Dal Bó dam, at Caxias do Sul, as the object in which is wanted to find the disposition to pay for its preservation. For the information treatment is applied a logistic regression, Logit type. Finally, in the third, an Effectiveness Cost Analysis is presented as an alternative to a natural resource valuation or pricing. Therefore, the hydric resources situation in Caxias do Sul was considered in an exercise using the ECA. By conclusion, the relationship between economy and environment lead to polemics, especially what refers to the valuation. When applied the contingent valuation method the econometric results was not very significant, confirming your limitations. Nevertheless, with a probability of 69%, a willingness to pay was more than R\$ 4.00/month. For Effective Cost Analysis application, when considering only the industrial sector, an inciting fare would be, at least, R\$ 636,68 ton/year which represents the marginal cost to treat organic material measured by the oxygen chemical demand. When adding other sectors the fare diminish to R\$ 572,32 ton/year due to lower marginal cost of domestic sector. By the proposed practices the Effectiveness Cost Analysis presents itself proper for valuing natural resources, without, necessarily, price them directly.

Key-words: Environmental Economics, Contingent Valuation, Cost- Effectiveness

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxo econômico alternativo	23
Figura 2 - Curva de demanda de mercado.....	29
Figura 3 - (a) Variações no nível de utilidade quando variam preços; (b) Curvas de demanda compensadas e medidas do excedente do consumidor	50
Figura 4 - Distribuições das idades dos entrevistados.....	59
Figura 5 - Renda mensal dos entrevistados.....	60
Figura 6 - Mapa político da Bacia Taquari-Antas	73
Figura 7 - Custos marginais, por parâmetros, em ordem crescente de valores	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - DAP média pelo método de Referendo e <i>Bidding Game</i> associado.....	61
Tabela 2 - Resultados dos modelo <i>Logit</i> 1	62
Tabela 3 - Resultados dos modelo <i>Logit</i> 2	64
Tabela 4 - Resultados dos modelo <i>Logit</i> 3	65
Tabela 5 - Resultados dos modelo <i>Logit</i> 4	65
Tabela 6 - Probabilidades associadas aos modelos <i>Logit</i>	66
Tabela 7 - Distribuição das Cargas de DBO ₅ , DQO, Cromo, Ferro e Níquel, em t/ano, em Caxias do Sul, em 2001	75
Tabela 8 - Índice de Potencial Poluidor da Indústria (Inpp-I), Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria (Indapp-I) e VAB da Indústria (percentual por potencial poluidor), por municípios críticos, no Rio Grande do Sul – 2005.....	80
Tabela 9 - Carga poluidora do setor industrial de Caxias do Sul, tecnologias disponíveis e custos de investimento e manutenção	86
Tabela 10 - Custo marginal de cada poluente do setor industrial de Caxias do Sul	87
Tabela 11 - Exercício de tarifa sobre carga de DBO e DQO em Caxias do Sul.....	89
Tabela 12 - Carga bruta de DBO, em Caxias do Sul, para os setores industrial, doméstico e suinocultura, em anos selecionados	91

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACB – Análise Custo-Benefício

ACE- Análise Custo Efetividade

CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento

Cmg – Custo Marginal

CNAE – Classificação Nacional das Atividades Econômicas

CNUMAD - Comissão Mundial para o Meio ambiente e o Desenvolvimento da Organização das Nações Unidas

DAA – Disposição a aceitar

DAP – Disposição a pagar

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

FEE – Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande do Sul

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul

FGV – Fundação Getulio Vargas

INDAPP-I - Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria

INPP-I – Índice de Potencial Poluidor da Indústria

ISAN – Instituto de Saneamento da Universidade de Caxias do Sul

IVAB-I – Índice de Valor Adicionado Bruto

MVC – Método de Valoração Contingente

NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration*

PIB – Produto Interno Bruto

PM10 - Material particulado, partículas inferiores a 10mm

PPP – Princípio do Poluidor Pagador

PUP – Princípio do Usuário Pagador

QALY - *Quality Adjusted Life Year*

RIO-92 – Confederação da Organização das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento realizada na cidade do Rio de Janeiro.

SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto

SISAUTO – Sistema de Automonitoramento

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

VAB – Valor Adicionado Bruto

VPL – Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE: UM ENSAIO SOBRE VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS	16
2.1	ECONOMIA E MEIO AMBIENTE	17
2.1.1	História da Relação entre Economia e Meio Ambiente	17
2.2	A VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS E DAS EXTERNALIDADES	24
2.2.1	Métodos de Valoração Econômica Ambiental	31
2.2.2	Limitações dos Métodos.....	37
2.3	CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
3	VALORAÇÃO CONTINGENTE: UM ESTUDO DE CASO PARA OS RECURSOS HÍDRICOS EM CAXIAS DO SUL	47
3.1	VALORAÇÃO CONTINGENTE: UMA APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PARA A PRESERVAÇÃO DA REPRESA DAL BÓ EM CAXIAS DO SUL .	48
3.1.1	O Método de Valoração Contingente (MVC)	48
3.1.1.1	<i>Metodologia Utilizada na Aplicação do Método de Valoração Contingente para Preservação da Represa Dal Bó.....</i>	<i>57</i>
3.2	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	59
3.3	CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
4	UMA APLICAÇÃO DA ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE PARA MINIMIZAR OS IMPACTOS DA POLUIÇÃO NO RIO TAQUARI-ANTAS PELO SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL	71
4.1	ALGUMAS CONSIDERAÇÕES SOBRE O RIO TAQUARI-ANTAS E SUA RELAÇÃO COM O MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL	72
4.1.1	A Contribuição dos Setores Industriais de Caxias do Sul para a Poluição do Rio Taquari-Antas.....	75
4.1.2	Potencial Poluidor das Indústrias de Caxias do Sul	77
4.2	ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE: UMA APLICAÇÃO PARA O SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL	81

4.2.1	Metodologia de Aplicação da ACE para o Setor Industrial de Caxias do Sul	84
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	86
4.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
5	CONCLUSÃO	96
	REFERÊNCIAS.....	98
	APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO.....	106
	APÊNDICE B - MODELO <i>LOGIT</i> 1, TENDO A DAP COMO VARIÁVEL DEPENDENTE	107
	APÊNDICE C - MODELO <i>LOGIT</i> 2, TENDO COMO VARIÁVEL DEPENDENTE O PRIMEIRO INTERVALO DE VALORES PROPOSTO (R\$1,00 À 2,00) ÀQUELES QUE DESEJAM CONTRIBUIR.....	108
	APÊNDICE D - MODELO <i>LOGIT</i> 3, TENDO COMO VARIÁVEL DEPENDENTE O SEGUNDO INTERVALO DE VALORES PROPOSTO (R\$ 2,00 À 4,00) ÀQUELES QUE DESEJAM CONTRIBUIR	109
	APÊNDICE E - MODELO <i>LOGIT</i> 4, TENDO COMO VARIÁVEL DEPENDENTE O SEGUNDO INTERVALO DE VALORES PROPOSTO (MAIS DE R\$ 4,00 MENSAIS) ÀQUELES QUE DESEJAM CONTRIBUIR	110
	APÊNDICE F - MAPA DOS BAIRROS DE CAXIAS DO SUL.....	111

1 INTRODUÇÃO

As discussões sobre meio ambiente vêm se ampliando, entre elas, a relação com a economia. Alguns autores como David Ricardo, Thomas Malthus e até Marx já incorporavam em suas teorias a tendência à escassez dos recursos naturais para um sistema econômico cada vez mais complexo.

O processo de industrialização corroborou essa escassez ao ampliar os usos dos recursos naturais, além de utilizá-lo como receptáculo dos dejetos da produção. Também, neste sentido, o aumento populacional e a urbanização das cidades levaram a uma maior pressão sobre os usos e os descartes no meio ambiente.

A teoria econômica inseriu, de forma geral, as questões ambientais no seu arcabouço como sendo um subsistema. Ou seja, decorre dessa ideia¹ uma relação de submissão, de hierarquia na qual o meio ambiente, através dos recursos naturais, é um fornecedor de matéria prima e um depósito dos resíduos, sejam eles domésticos, industriais ou agrícolas. Portanto, o meio ambiente está dentro de um sistema maior, o sistema econômico. Desta relação, algumas polêmicas surgiram, entre elas, o que diz respeito à valoração dos recursos naturais.

A valoração econômica dos recursos naturais tem sido realizada através de técnicas ou métodos que envolvem a Análise Custo-Benefício (ACB) e, portanto, demandam uma precificação dos recursos envolvidos. Esta precificação é válida tanto para a quantificação dos custos como dos benefícios. De qualquer forma, acarreta em problemas de mensuração dada à falta de informação decorrente da inexistência, quase sempre, de um mercado real para servir de referência. Os problemas ou vieses decorrentes do uso destas técnicas vêm sendo abordados por vários artigos científicos que os enumeram conforme cada autor.

Esta tese tem como objetivo fazer uma discussão sobre a valoração econômica dos recursos naturais, realizando uma revisão teórica sobre o assunto e analisando os principais métodos de valoração econômica utilizados. Pretende-se ainda aplicar um destes métodos para corroborar na análise teórica tendo o município de Caxias do Sul como estudo de caso.

¹ Nesta tese aplicar-se-à a Nova Ortografia da Língua Portuguesa, vigente desde janeiro de 2009.

Tal município, situado na Serra Gaúcha, a 120 km da capital Porto Alegre, tem o setor industrial bastante desenvolvido, considerado o segundo pólo metalmeccânico do Brasil. Portanto, uma indústria com alto potencial poluidor e responsável por 40% do PIB do município.

Por outro lado, o município de Caxias do Sul tem problemas com o abastecimento de água, tendo a oferta permanentemente monitorada dada sua situação geográfica. Cinco bacias de captação de água formam a oferta de água e uma sexta está em fase de construção, o que torna o uso racional do recurso hídrico uma necessidade mesmo.

Para discutir este tema e analisar os métodos mais utilizados, bem como propor alternativas, esta tese é composta de três ensaios que perpassam a relação economia-meio ambiente. No primeiro ensaio, é realizada uma revisão sobre a teoria econômica no que diz respeito ao meio ambiente, identificando a relação entre o sistema econômico e os recursos naturais, incluindo o instrumental econômico referendado para mensurar ou valorar o meio ambiente.

No segundo ensaio, aplica-se o método de valoração econômica para encontrar a disposição a pagar pela preservação da Represa Dal Bó, situada no município de Caxias do Sul. Tal proposição tem como objetivo analisar o método e evidenciar seus problemas.

Por último, no terceiro ensaio, propõe-se uma alternativa à precificação direta do recurso natural água através da aplicação da Análise Custo-Efetividade. Usando a geração de resíduos do setor industrial, num primeiro momento, através de parâmetros selecionados como Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio, buscou-se encontrar o custo marginal de tratamento destes resíduos e, via Princípio do Usuário Pagador, utilizar este custo marginal como referência para uma tarifa incitativa a ser cobrada dos agentes poluidores.

2 ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE: UM ENSAIO SOBRE VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS

Ao longo do tempo, a teoria econômica contemplou as questões ambientais, mesmo que não de forma direta. Basta fazer, por exemplo, uma rápida análise da Teoria da Renda da Terra de David Ricardo ou da Teoria da População de Malthus. Nelas encontram-se evidências da tendência de escassez na oferta de recursos naturais comprometendo, assim, o suprimento da demanda crescente em razão do crescimento populacional.

Mas foi mais precisamente após a Segunda Guerra Mundial que as questões ambientais apareceram com mais frequência e contundência dado o avanço dos processos de industrialização, tanto nos países desenvolvidos quanto nos sub-desenvolvidos. A partir da década de 1960, um grupo de intelectuais chama a atenção para a aceleração da tendência à escassez destes recursos naturais. Trata-se do Clube de Roma² que passou a discutir os limites do crescimento econômico mundial.

Na década de 1970, uma reunião de estudiosos tomou forma na primeira Conferência Mundial para discutir a relação do meio ambiente com a economia. Nesse encontro foram apresentadas, formalmente, as limitações do crescimento econômico tendo em vista a escassez dos recursos naturais.

Muitas outras reuniões aconteceram para aprofundar e debater o assunto possibilitando uma melhor compreensão do tema e o surgimento de diversas interpretações, bem como de propostas de soluções para reduzir os impactos da ação do homem sobre o meio ambiente. No entanto, dentro dos arrazoados econômico-ambientais, ainda residem lacunas como em relação à valoração dos recursos naturais. Será possível precificar bens e serviços ambientais? Qual seria então o instrumental mais adequado para fazê-lo?

² Grupo formado, em 1968, por intelectuais, monarcas e empresários que se reúnem para discutir temas como Economia Internacional, política e, sobretudo, meio ambiente. Através do clube de Roma saiu o documento "Limits to Growth" de autoria de Meadows et al. Evidenciando os limites do crescimento econômico em função da limitada oferta de recursos naturais, em 1972.

2.1 ECONOMIA E MEIO AMBIENTE

A história do pensamento econômico já registrava, através dos escritos de Malthus, David Ricardo, Mill e Marx (BIFANI, 1999 e PERMAN et al, 2003) a escassez dos recursos naturais, por conta da preocupação com o desequilíbrio entre o crescimento da população e a oferta de terras agricultáveis suficientes para produzir os alimentos.

A economia ambiental torna-se uma subdisciplina dentro da ciência econômica e incorpora o instrumental neoclássico nas suas interpretações. Diante disso, é relevante entender como a ciência econômica vem tratando, ao longo do tempo, a relação do sistema econômico com o meio ambiente.

2.1.1 História da Relação entre Economia e Meio Ambiente

Na Ciência Econômica, os recursos naturais, quais fossem eles, sempre tiveram papel fundamental, um reconhecimento da importância desses recursos independente do tipo de sistema econômico. Na Teoria da Renda da Terra de Ricardo a preocupação com uma população crescente, decorrente da Teoria da População de Malthus e aceita por Ricardo, que levava à necessidade de mais terras para produzir alimentos, é clara. Malthus argumentava que a velocidade do aumento populacional era maior do que a capacidade de geração de alimentos.

Isto posto, o uso de terras menos férteis era uma realidade, decorrendo deste fato, na ordem: 1) elevação dos custos de produção; 2) aumento dos salários dos trabalhadores; 3) diminuição dos lucros para os capitalistas; e 4) renda maior para os proprietários de terras mais férteis. Dito de outra forma, por existir a diferença de fertilidade e uma certa quantidade fixa de terras é que havia o pagamento de uma renda decorrente dos “poderes originais e indestrutíveis do solo”, como argumentava Ricardo (1982, p.65).

Ou seja, a noção de produtividade e fertilidade decrescente do solo associada a uma tendência de escassez do recurso natural “terra”, já está presente nos escritos dos séculos XVIII e XIX. Mais que isso, Ricardo estendeu esse raciocínio

para os demais recursos naturais argumentando que se o ar, a água, o vapor e a pressão atmosférica tivessem diferentes qualidades e se pudessem ser apreendidas, desde que a oferta fosse moderada, esses recursos também dariam origem a uma renda (RICARDO, 1982). Tal afirmação é compartilhada ainda por Mill (1983) em seu livro *Princípios de Economia Política*.

Da economia baseada na produção primária, tem-se a passagem para a industrialização. A Revolução Industrial demandou mais recursos naturais, seja pelo uso intensivo destes recursos como matéria-prima para o processo industrial nos diversos países, ou como depositários dos resíduos, levando à escassez de recursos como florestas, água e solo (MOURATO, 2003).

As economias ficaram cada vez mais industrializadas e urbanas, principalmente nos países desenvolvidos. Este processo, nos países subdesenvolvidos se inicia, sobretudo, em meados do século XX, mais precisamente, no pós-segunda Guerra Mundial.

As revoluções econômicas e sociais do século XX também precisam ser compreendidas pela Ciência Econômica. Em meados da década de 20, a Economia do Bem-Estar de Pigou, através do conceito de externalidade, é aplicada para os recursos naturais, pois reconhece a existência e justifica as falhas de mercado, propondo a internalização dos danos ambientais. Em outras palavras, insere o meio ambiente dentro do sistema econômico.

Por externalidade negativa entende-se quando a ação de um agente prejudica diretamente o entorno de outro (VARIAN, 1992). A solução de Pigou viria com um imposto (pigouviano) cobrando a diferença entre custo marginal privado e custo marginal social (ALIER;JUSMET, 2001; PEARCE;TURNER, 1995). Gradualmente, a economia ambiental se torna uma subdisciplina da economia por essa visão (VENKATACHALAM, 2007).

Dentro da relação economia-meio ambiente, via de regra, a externalidade negativa está bastante vinculada às diferentes formas de poluição, que por sua vez tem origem nos processos de industrialização e urbanização das cidades, frutos da busca pelo crescimento econômico.

A questão dos problemas ambientais, especialmente a presença de externalidades, reduz a eficácia do sistema de mercado na alocação eficiente de recursos (VARIAN, 1992, pg. 507; BAUMOL & OATES (1979, pg. 79). Neste sentido, conseguir a alocação eficiente na presença de externalidades significa

essencialmente assegurar-se de que os agentes pagam o preço correto por suas ações.

A partir de 1960 (século XX), a poluição se tornou mais evidente, apresentando-se como consequência da busca pelo progresso, pelo crescimento econômico. A contaminação ambiental se intensificou e estendeu-se a todos os continentes. Isso desencadeou um movimento no sentido de criar uma consciência ecológica, que para alguns significava sacrificar o crescimento econômico. Entretanto, ele é facilmente comprovado quando se observam os números do Produto Bruto Mundial, que entre 1960 e 1990 aumentaram a uma taxa anual média de 3,9% em preços e taxas de câmbio constantes de 1980. O Produto Interno Bruto per capita aumentou nos países do Norte de US\$ 5.500 em 1960 para US\$12.500 em 1990, enquanto que em países em desenvolvimento passou de US\$ 556 para US\$ 980, no mesmo período. Em relação aos primeiros (do norte) O PIB aumentou em 127%, enquanto que nos outros (em desenvolvimento) o aumento foi de 76% (BIFANI, 1999).

Para Pearce;Turner (1995), entre 1870 e 1970, a maior parte dos economistas parecia crer que o crescimento econômico se manteria indefinidamente. A partir de 1970 a maioria dos economistas continuava dizendo que o crescimento econômico não só era factível como desejável. No entanto, seria necessário um sistema de preços que funcionasse de forma eficiente, capaz de acomodar maiores níveis de atividade econômica e ainda manter certo nível aceitável de qualidade ambiental. O esgotamento dos recursos não renováveis seria compensado pelas inovações tecnológicas (incluindo a reciclagem) e pelo surgimento de substitutos que aumentarão a qualidade do trabalho e do capital, permitindo, entre outras coisas, a extração continuada de um menor número de recursos não renováveis.

A inquietude ambiental que se manifestou no final da década de 1960 explicita uma violenta crítica ao conceito de desenvolvimento dominante no qual prevalecia a ideia de crescimento: para muitos, desenvolvimento era, e ainda é, sinônimo de crescimento econômico (BIFANI, 1999; ROCA, 2001). O debate se polarizou entre uma posição extrema que identificava crescimento econômico com desenvolvimento e via, em si mesmo, algumas das causas fundamentais das crises da época: energética, de alimentos e ambiental. Nessa perspectiva, o crescimento–desenvolvimento era negativo, tinha um caráter cancerígeno (BIFANI, 1999) e a

sobrevivência da espécie humana e do planeta requeria que o crescimento, tanto populacional como econômico, terminasse no objetivo do crescimento zero.

Frente a esta posição de caráter neomalthusiano, outros pensadores propuseram revisar o conceito de desenvolvimento e explicitar suas múltiplas dimensões, entre elas, a ambiental. Este era o cenário ao iniciar a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente em Estocolmo (Suécia) em 1972, onde foram elencados 27 princípios norteadores para relação homem e natureza.

A preocupação dos economistas do pré e pós-guerra era assegurar o nível de emprego da mão de obra e dos recursos produtivos e com isso garantir os ingressos necessários para sustentar a demanda efetiva. Ou seja, determinar que a condição necessária para manter emprego e renda é um processo contínuo e crescente de investimento (BIFANI, 1999). No entanto, demonstrou-se que esta condição não era suficiente porque ignorava a base natural para a produção dos bens materiais que a sociedade necessita para sobreviver e desenvolver-se (TIETENBERG, 2003; PERMAN et al, 2003). Os problemas ambientais percebidos nos anos 60 motivaram uma visão pessimista, fazendo renascer as ideologias malthusianas (MEADOWS et al, 1972).

Esta visão suscita uma ideia de que exista uma dicotomia entre desenvolvimento e meio ambiente. Novos conceitos surgem a partir da crítica ao conceito de crescimento, entre outros, aqueles referentes a padrões de consumo, sistemas e escalas de produção, estilos tecnológicos, alienação do indivíduo, atitude predatória sobre os recursos naturais e o ambiente, etc., incorporando ideias como pequena escala de produção, preferências por recursos naturais renováveis frente aos não renováveis, os conceitos de tecnologias adequadas ou brandas, conservação do meio natural e outras similares, até a expressão ecodesenvolvimento. Esta expressão se deriva de ecossistema (BIFANI, 1999).

Portanto, os anos de 60 e 70 (século XX) foram testemunhas das críticas contundentes em relação ao desenvolvimento (crescimento) visto por alguns como causa primeira da deterioração ambiental. Prova disso foi à realização, em 1972, da Primeira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, como já referido anteriormente (AZQUETA, 2002).

A década de 80 (século XX) presenciou o estancamento da economia e o retrocesso do bem-estar de uma grande parte da humanidade. A falta de

crescimento econômico ou sua desorganização impediu o desenvolvimento e isso se traduziu em mais pobreza, acarretando maior pressão sobre o sistema natural.

O descrédito após essa década de frustração auxiliou na crescente inquietude pelo “meio natural”, sua deterioração e o temor de sua eventual destruição traria mais perda de bem-estar. Ainda na década de 80, mais precisamente em 1987, a Comissão Mundial para o Meio ambiente e o Desenvolvimento da Organização das Nações Unidas (ONU), na Noruega, elaborou um documento denominado Nosso Futuro Comum, também conhecido como Relatório Brundtland³, no qual os países signatários se comprometiam a promover o desenvolvimento econômico e social em conformidade com a preservação ambiental. Neste relatório consta uma definição de desenvolvimento sustentável: *é o desenvolvimento que satisfaz as necessidades das gerações presentes sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades* (BIFANI, 1999).

A partir do Relatório Brundtland, o conceito de desenvolvimento sustentável foi amplamente divulgado e alicerçou as discussões sobre meio ambiente. Agora, no século XXI, várias críticas já aparecem sobre esse conceito, e elas vão desde a nomenclatura até a definição do que seriam exatamente *as necessidades das gerações futuras*. Nesse sentido, Norgaard (2002) diz que “o consenso atual de que o desenvolvimento deveria ser sustentável constitui um juízo de valor de conteúdo moral”. Críticas, na mesma linha de raciocínio, a este conceito podem ser encontradas ainda em Cavalcanti (2002) e Bruseke (2002).

Constanza et al (1999) assinalam que o crescimento econômico não pode manter-se indefinidamente em um planeta que é finito. Porém, ao definir desenvolvimento como melhora na qualidade de vida, que não necessariamente equivale a um incremento na quantidade de recursos consumidos, o desenvolvimento sustentável é a quantidade de consumo que se pode ter sem degradar as reservas de capital, incluindo o capital natural.

Quer por pressão dos ecologistas, quer por pressão da sociedade, as discussões envolvendo meio ambiente se tornaram mais frequentes. Em 1992, aconteceu no Rio de Janeiro (Brasil) a Segunda Conferência Internacional da ONU, Confederação da Organização das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD). Conhecida como Rio-92, teve a participação de 170

³ Recebe o nome de Brundtland por ser o sobrenome da Presidente da Comissão, a norueguesa Gro Harlem Brundtland.

países que concordaram em implementar o desenvolvimento sustentável através do cumprimento de uma agenda denominada “Agenda 21”⁴.

De certa forma, um novo padrão de desenvolvimento teria que emergir das discussões da Rio-92 para garantir o cumprimento da Agenda 21 e, logicamente, desenvolvimento econômico e meio ambiente podem e devem andar juntos na busca da construção de uma sociedade estável e autossustentável. Isto inclui uma revisão nos pressupostos econômicos neoclássicos, como a suposição de que o produto nacional da sociedade (Y) é o resultado da combinação de trabalho (L) e capital (K), os quais são considerados como os fatores únicos de produção (TIETENBERG, 2003; ANDERSEN, 2007).

Na economia, o meio ambiente ainda é visto como um patrimônio que disponibiliza uma variedade de bens e serviços. A matéria-prima retirada da natureza e a energia retornam como resíduos (TIETENBERG, 2003; CAVALCANTI, 2002). Nesse sentido, deve haver a incorporação do recurso natural pela teoria econômica, incluindo-o como um fator de produção. Certamente, este seria o primeiro passo para conciliar o crescimento econômico com a preservação ambiental.

Portanto, cabe à economia o papel de zelar pela qualidade de vida das pessoas e suas futuras gerações. Para que isso seja possível, é necessário modificar o fluxo econômico clássico, como sugere Cavalcanti (2002), também encontrado, porém, com algumas alterações, em Tietenberg (2003) e Perman et al (2003).

⁴ A Agenda 21 é um programa de ação, baseado num documento de 40 capítulos, que constitui a mais ousada e abrangente tentativa já realizada de promover, em escala planetária, um novo padrão de desenvolvimento, conciliando métodos de proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica (<http://www.ecolnews.com.br/agenda21/index.htm>, acessado em 08/01/2010).

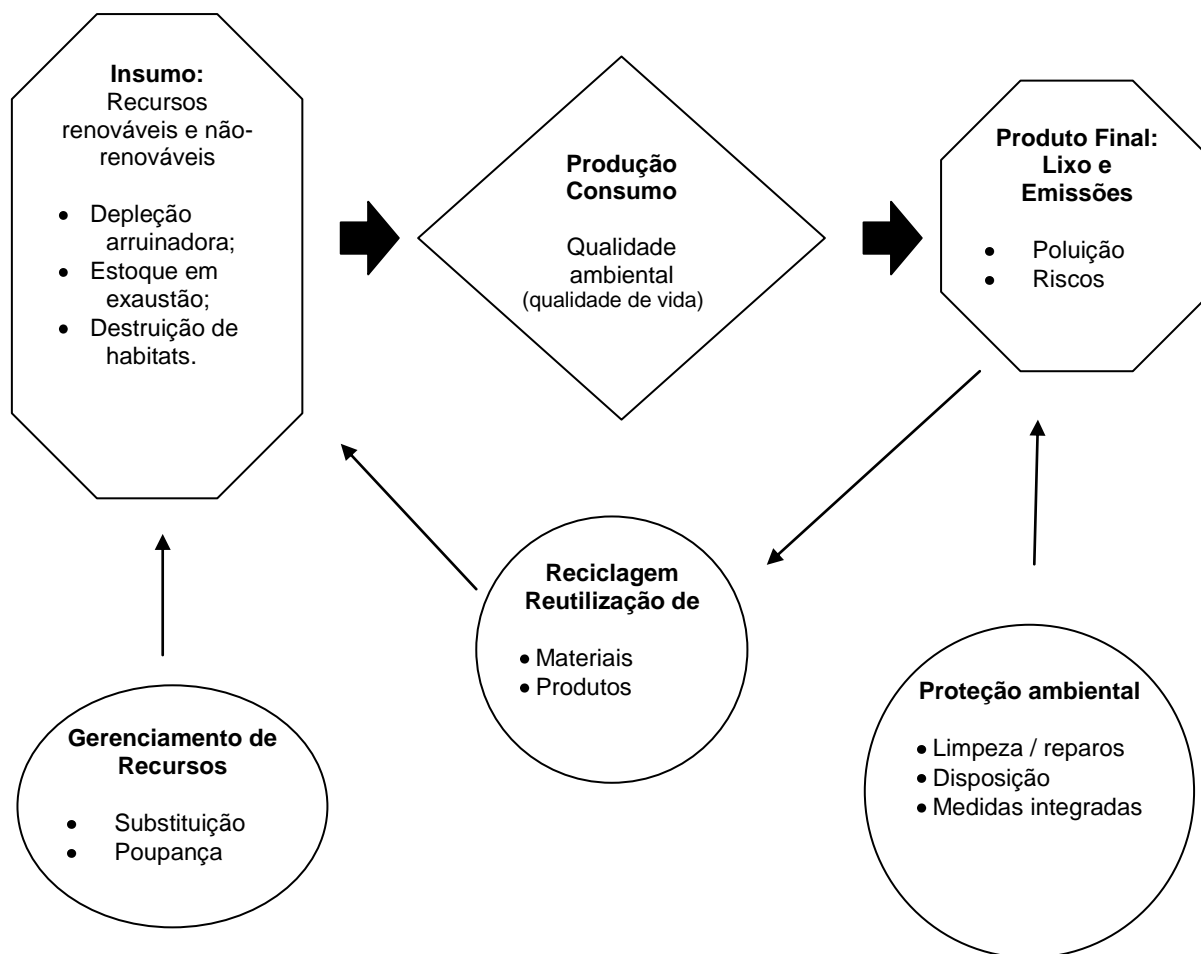


Figura 1 – Fluxo econômico alternativo

Fonte: Cavalcanti, 2002, pg. 48

Nesta proposta de fluxo, a natureza aparece como um terceiro fator de produção. Desta forma, todo o processo que vai do insumo de recursos naturais, via processo de transformação econômica de produção e consumo, ao produto final de desperdício e emissões, bem como aquelas atividades que não constituem investimento em possibilidades de consumo ou em nova maquinaria ou construções, mas são exigidas para a reprodução dos serviços naturais, são partes integrantes da economia. Isso confere à economia e à política econômica uma responsabilidade social maior.

Na prática, o meio ambiente como um terceiro fator de produção ainda é uma utopia, a análise econômica ambiental é realizada seguindo o manual neoclássico do individualismo metodológico, da racionalidade, do marginalismo, do critério de eficiência e dos modelos de equilíbrio geral (VENKATACHALAM, 2007). Por esta

visão, os bens e serviços ambientais são *inputs* e, também, o destino final dos resíduos/dejetos de todos os setores produtivos, além disso, a economia tradicional trata as preferências como fixas e a partir daí o problema econômico é encontrar o ponto ótimo (CONSTANZA, 2003). No entanto, a sustentabilidade é inerentemente um problema de longo prazo e existe toda uma indústria para influenciar na mudança das preferências. Esta questão, associada à taxa de desconto utilizada nos cálculos de custo-benefício, através do valor presente, que também é constante, apresenta distorções nos resultados encontrados, pois o horizonte de tempo a ser analisado pode ser de décadas ou séculos (VENKATACHALAM, 2008).

De forma generalizada, o *mainstream* econômico domina a relação economia-meio ambiente (CROPPER & OATES, 1992), como na solução de Coase via direitos de propriedade (COASE, 1960), políticas de controle de poluição (BAUMOL & OATES, 1988), conceito de desenvolvimento sustentável (PEARCE;TURNER, 1995), contabilidade ambiental (AHMED et al, 1989), entre outros, levando este tema a uma extensão da economia do bem-estar ou economia normativa de bem-estar. Dito de outra forma, o meio ambiente está sujeito às demandas do sistema econômico, e, em caso de uma falha de mercado evidenciada por uma externalidade negativa, define-se a quem pertence o direito de propriedade e busca-se a compensação financeira (por disposição a pagar ou disposição a aceitar) pelo dano causado, seja ele ambiental ou não.

Sendo assim, em relação à análise de valoração econômica de bens e serviços ambientais não é diferente: todos os métodos seguem a lógica do *mainstream econômico*, como será evidenciado a seguir.

2.2 A VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS NATURAIS E DAS EXTERNALIDADES

O valor da biodiversidade representa um assunto polêmico (PERMAN et al, 2003) na literatura teórica e aplicada na economia de recursos naturais e do meio ambiente. De qualquer forma, a valoração, posta pelo *mainstream*, implica a precificação de bens e serviços, pois a partir destes valores é possível fazer a Análise Custo-Benefício.

Norgaard (2002) argumenta que a busca por uma abordagem estritamente racional na tomada de decisões sociais não passa da procura de um eldorado epistemológico, de um lugar que se conhece pelas fantasias dos filósofos sociais e dos físicos do século XIX, sonhando com um mundo de reis-cientistas. Na opinião do autor, a valoração ambiental deve levar em conta também as escolhas morais e a tomada de decisão política.

Como a valoração em si está influenciada pela economia ambiental neoclássica (AMAZONAS, 1996), é necessário rever a noção neoclássica de valor. Pelo método de análise neoclássica, a ideia de “social” remete a agentes privados individuais, daí ser o mercado, por excelência, o canal de manifestação do social, onde ocorre a evidência dos desejos individuais. Desta forma, tem-se nos preços de mercado a representação correta dos valores sociais.

Porém, existem alguns valores sociais que não estão representados pelos mecanismos de mercado. O reconhecimento desta situação remete ao conceito de externalidades já trabalhado neste ensaio. Daí a necessidade de mensuração destes valores que leva a um processo de valoração econômica que significa a busca de um valor monetário, no caso, para um recurso ambiental comparando-o com outros bens e serviços disponíveis na economia. Também remete ao fato de que são bens e/ou serviços que tendem à escassez e, por isso, passam a ser bens econômicos passíveis de precificação.

Desta afirmativa decorrem alguns problemas, pois grande parte dos recursos naturais não possui um mercado real para que se possa ter um valor de referência. Com base nessa asserção, Arthur Pigou (apud CONSTANZA, 1999⁵) dizia que a biodiversidade não estava adequadamente protegida porque seu valor não estaria incluído nos “sinais” do mercado, que guiam as decisões dos produtores e dos consumidores e, por conseguinte, o funcionamento global do sistema econômico, ou seja, não possuía um mercado real como referência.

Alguns desses recursos sequer são renováveis, ou seja, serão extintos após o término da oferta (ALIER;JUSMET, 2001), pois sua capacidade de recomposição não é compatível com o horizonte de vida do homem, caso dos minérios em geral e dos combustíveis fósseis (petróleo e gás natural).

⁵ CONSTANZA, R. et al. *Introducción a La Economía Ecológica*. Madrid: AENOR. 1999.

De uma forma geral, todas as espécies de animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos dos recursos naturais para sua existência (ORTIZ, 2003). Essa importância traduz-se em valores associados aos bens ou recursos ambientais, que podem ser valores morais, éticos ou econômicos. Todo o recurso ambiental tem um valor intrínseco que, por definição, é o valor que lhe é próprio, interior, inerente ou peculiar. É o valor que reflete direitos de existência e interesses de espécies não-humanas e objetos inanimados, por exemplo (TIETENBERG, 2003).

Na literatura existem alguns métodos que procuram identificar valores intrínsecos de recursos ambientais de maneiras não relacionadas com a análise econômica. Entretanto, do ponto de vista econômico, o valor relevante de um recurso ambiental é aquele valor importante para a tomada de decisão, ou seja, para um economista o valor econômico de um recurso ambiental é a contribuição do recurso para o bem estar social.

Sendo assim, a valoração econômica ambiental busca avaliar o valor econômico de um recurso ambiental através da determinação do que é equivalente, em termos de outros recursos disponíveis na economia, e que os seres humanos estariam dispostos a abrir mão de maneira a obter uma melhoria de qualidade ou quantidade do recurso ambiental. Em suma, pode-se dizer que a valoração é uma análise de *trade-offs* (MOTTA, 1998).

Perman et al (2003) afirmam que para alguns não economistas colocar preço nos bens e serviços ambientais é totalmente inconcebível, no entanto a maioria deles aceita a conveniência da valoração ambiental desde que possa ser realizada de forma satisfatória. Quase sempre esta valoração está associada à mensuração de impactos ambientais através da Análise Custo-Benefício, onde os benefícios são uma medida que representam as preferências dos indivíduos (PEARCE;TURNER, 1995).

Logo, as técnicas (métodos) de valoração buscam medir as preferências dos indivíduos por um recurso ou serviço ambiental (HOROWITZ, 2002) e assim o que realmente está sendo valorado não é o meio ambiente ou o recurso ambiental, mas as preferências das pessoas em relação às mudanças de qualidade ou quantidade ofertada do recurso ambiental. As preferências individuais em relação à mudanças na qualidade ou quantidade do recurso ambiental são traduzidas em medidas de bem-estar—variação compensatória, excedente do consumidor e variação

equivalente—que podem ser interpretadas como “disposição a pagar” (DAP)⁶ de um indivíduo por uma melhoria ou incremento no recurso ambiental ou como a “disposição a aceitar” (DAA)⁷ uma piora ou decréscimo na oferta do recurso (TIETENBERG, 2003; NORGAARD, 2002; VENKATACHALAM, 2007; VENKATACHALAM, 2008).

Veisntein (2007) defende a tese que a origem e o desenvolvimento da teoria econômica neoclássica foi enraizada no positivismo, numa visão positivista da ciência, seguindo a abordagem das ciências naturais que ressaltou a unidade do método e a importância da evidência empírica. E este fundamento positivista foi espelhado na tradicional avaliação das preferências, da demanda e do valor monetário. Samuelson (1948 apud VEINSTEIN, 2007) afirmava que a partir de modelos de comportamento e do axioma das preferências reveladas, a estimativa de valoração e demandas podem ser deduzidas.

Na economia, o desafio é alocar recursos escassos de maneira a obter o maior benefício social a partir deles. Em relação aos recursos naturais, eles passam a ser um problema econômico à medida que se tornam finitos. Sendo assim, a valoração econômica ambiental estima os custos sociais de se usar os recursos ambientais escassos ou, ainda, incorporar os benefícios sociais advindos do uso desses recursos. Portanto, ao estimar um valor monetário para um recurso ambiental, comparando-o a mercados existentes, busca-se incluir os benefícios (e os custos) ambientais na análise de custo/benefício envolvendo-os.

Assim, uma crítica de Veinstein (2007) refere-se ao fato de que talvez as novas áreas da análise econômica tenham dificuldades de se encaixar na estreita visão positivista da ciência, qual seja, poderem ser analisadas a partir de um modelo rigoroso de escolha racional e maximização da utilidade e que requer, necessariamente, a busca por valores monetários para bens e serviços. Os bens e serviços ambientais fariam parte desta “nova” área da economia.

O valor econômico total de um ativo ambiental é determinado pela soma do seu valor de uso, que Ortiz (2003) divide em direto e indireto, do valor de opção e de seu valor de existência (MOTTA, 1998; PEARCE;TURNER, 1995; ORTIZ, 2003; TIETENBERG, 2003).

⁶ Do inglês “willingness to pay”.

⁷ Do inglês “willingness to accept”.

Neste sentido, o valor de uso direto de um recurso ambiental é aquele derivado da utilização ou consumo direto do recurso, sendo que o mesmo recurso ambiental pode ter vários usos distintos e, dessa forma, muitos valores de uso direto. Ao utilizar a floresta como exemplo, tem-se que o montante relativo à extração de madeira ou o valor relativo ao consumo de possíveis frutos são valores de uso direto.

Já valores de uso indireto são aqueles advindos das funções ecológicas do recurso ambiental ou aqueles derivados de uso *ex-situ* ao ambiente do recurso. No exemplo da floresta tem-se o bem-estar proporcionado por ela (qualidade da água, beleza cênica, ar puro, etc.) como valor de uso indireto.

Valores de opção se relacionam à quantia que os indivíduos estariam dispostos a pagar para manter o recurso ambiental para uso futuro. Isto implica dizer que não há uso, direto ou indireto, no presente, mas poderá haver no futuro. Resumidamente, o valor de opção é a disposição a pagar de um indivíduo pela opção de usar ou não o recurso no futuro.

E, por último, o valor de existência ou valor de não uso de um recurso ambiental está relacionado à satisfação pessoal em saber que o objeto está lá, sem que o indivíduo tenha vantagem direta ou indireta dessa presença. Um bom exemplo, seria as pessoas que podem ter disposição positiva a pagar pelo não desflorestamento da Floresta Amazônica, mesmo que elas nunca venham a visitar a floresta ou a consumir qualquer dos seus produtos. Essa disposição a pagar evidencia o valor de existência.

Assim, o valor econômico total de um recurso ambiental é dado pela soma dos seus valores de uso direto e indireto, mais o seu valor de opção e o seu valor de existência.

A valoração econômica ambiental é fundamental na Análise de Custo-Benefício, que, no entendimento de Tientenberg (2003), é o resultado da análise econômica normativa que necessariamente envolve julgamentos de valores. Esta análise verifica a desejabilidade de uma determinada situação, antes mesmo de sua implantação. Este é o ponto inicial do *approach econômico*. Toda ação/proposta/projeto implica em benefícios e custos e devem ser valorados em virtude de seus efeitos para a humanidade. Tal raciocínio está baseado na forma de mensuração antropocêntrica, ou seja, centrado no homem (ANDERSEN, 2007; TIETENBERG, 2003).

A análise social de custo-benefício visa atribuir um valor social a todos os efeitos de um determinado projeto, investimento ou política. Os efeitos negativos são encarados como custos, e os positivos são tratados como benefícios. Estes benefícios são derivados da curva de demanda dos bens e serviços provenientes da ação (proposta/projeto). A curva de demanda mensura a quantidade de um bem em particular ou serviço que as pessoas estão dispostas a pagar a um determinado preço.

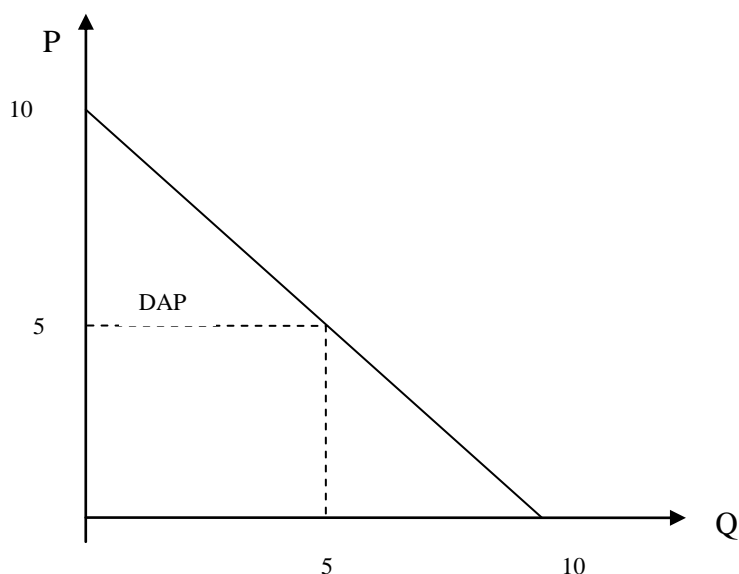


Figura 2 – Curva de demanda de mercado

Fonte: Tietenberg, 2003

Para cada quantidade demandada, o correspondente ponto na demanda de mercado representa o valor que o indivíduo está disposto a pagar por uma unidade do bem ou serviço.

Supondo o desejo de adquirir cinco unidades de um bem ou serviço qualquer, como na Figura 2, tem-se o valor monetário de cinco unidades. Significa dizer que a disposição a pagar (DAP) do indivíduo neste ponto é a soma de todas as DAP até este ponto, incluindo aí para uma, duas, três e quatro unidades do bem ou serviço demandado. Assim, de forma genérica, a DAP total traduz os benefícios totais de uma determinada ação.

Para mensurar os custos, a lógica envolvida é similar ao cálculo dos benefícios, mas todos os custos devem ser mensurados como custos de oportunidade. Desta forma, o custo de oportunidade é o benefício líquido. Os custos

são mostrados pela curva de custo marginal que corresponde à função de uma DAP marginal. A curva de Cmg de oportunidade define o custo adicional de produzir a última unidade (TIETENBERG, 2003).

Dada a necessidade de comparar custos e benefícios, torna-se inevitável expressá-los em uma medida comum, ou seja, em um mesmo numerário ou unidade de conta (um valor monetário). Porém, é preciso incluir na Análise Custo-Benefício as preferências da geração atual em relação ao benefício ambiental no presente, bem como suas preferências em relação aos benefícios futuros. Do mesmo modo, os custos incorridos no presente e no futuro devem ser refletidos na tomada de decisão. Esta é a racionalidade do uso do desconto temporal na Análise Custo-Benefício envolvendo recursos ambientais (PERMAN et al, 2003; TIETENBERG, 2003).

Assim, ao incluir os benefícios e custos no tempo, torna-se necessário acoplar a análise do Valor Presente Líquido (VPL) que explicita o valor monetário ao longo do tempo definido, significa o montante do valor futuro descontado (ou atualizado) para o presente, determinado a partir do seguinte cálculo:

$$VPL(B_n) = \frac{B_n}{(1+r)^n}$$

O valor de um conjunto de benefícios líquidos B_0, \dots, B_1 recebidos durante um período é computado como:

$$VPL(B_0, \dots, B_1) = \sum_{i=0}^n \frac{B_i}{(1+r)^i}$$

Onde r é a taxa de juros e B_0 é a quantia de benefícios líquidos recebidos imediatamente. O processo de cálculo do VPL é denominado de *desconto* e a taxa de juros utilizada de *taxa de desconto*. Então, se o valor presente é maior que zero, a ação pode ser suportada, do contrário, deverá ser rejeitada.

Então, análises de curto prazo são mais recomendadas por apresentarem menores riscos dadas às incertezas em relação ao futuro. Outro fator importante diz

respeito às taxas de desconto intertemporal que podem levar a conclusões erradas de que se deve fazer muito pouco em benefício de gerações futuras.

2.2.1 Métodos de Valoração Econômica Ambiental

Existem vários métodos de valoração econômica. No entanto, a sua classificação em diretos e indiretos pode mudar de acordo com o autor (ORTIZ, 2003), geralmente ditos diretos ou indiretos, observados ou hipotéticos, ou ainda, baseados em funções de produção ou função de demanda. Em comum entre eles, o fato de todos revelarem e valorarem, na verdade, as preferências dos agentes envolvidos, quer pela disposição a pagar (DAP), quer pela disposição a aceitar uma compensação (DAA). Alguns desses métodos são mais utilizados do que os outros em função de sua aplicabilidade (TIETENBERG, 2003).

Como o mais usual é encontrar os métodos classificados por indiretos e diretos, este ensaio adotará tal classificação.

São métodos indiretos àqueles que inferem o valor econômico de um recurso ambiental a partir da observação do comportamento dos indivíduos em mercados relacionados com o ativo ambiental, sejam de bens complementares ou de bens substitutos (CROPPER & OATES, 1992). Alguns destes métodos são:

- Custo de viagem
- Preços Hedônicos
- Custos de reposição
- Gastos defensivos
- Produtividade marginal

Como métodos diretos entende-se àqueles que prevêm uma abordagem direta onde se pede aos indivíduos que façam uma análise de *trade-offs* entre bens ambientais e outros bens relacionados na pesquisa:

- Valoração contingente; e
- Ranqueamento contingente

Na prática, os métodos mais utilizados e encontrados na literatura a respeito de valoração econômica ambiental são os de Custo de Viagem, Preços Hedônicos e Valoração contingente.

O método de Custo de Viagem decorre de uma iniciativa do economista Harold Hotelling quando este enviou uma carta, em 1949, ao diretor do Serviço Nacional de Parques dos Estados Unidos sugerindo que os custos incorridos pelos visitantes poderiam ser usados para o desenvolvimento de uma medida do valor de uso recreativo dos parques visitados. Posteriormente, o método foi teoricamente formulado e testado empiricamente por vários economistas. Portanto, o método de Custo de Viagem estima o valor de uso recreativo através da análise dos gastos incorridos pelos visitantes deste lugar. Em geral, utiliza questionários aplicados a uma amostra de visitantes do lugar de recreação para levantar dados como o lugar de origem do visitante, seus hábitos e gastos associados à viagem. Com esses dados, calcula-se os custos de viagem relacionando-os (junto com outros fatores) a uma frequência de visitas, de modo que uma relação de demanda seja estabelecida. De posse da função de demanda por visitas ao lugar de recreação esta é, então, utilizada para estimar o valor de uso desse lugar (ALIER;JUSMET, 2001).

$$V_i = f(C_i, X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{Ni})$$

Onde V_i é a taxa de visitas de uma área (zona), C_i é o custo da visita e X_i outras variáveis relevantes.

Quando um recurso ambiental é utilizado para atividades recreativas, como parques, praias e lagos, gera um fluxo de serviços mensuráveis para os indivíduos. Cada visita ao lugar de recreação envolve uma transação implícita, na qual o custo total de viajar a esse lugar é o preço que se paga para utilização dos serviços recreativos do parque, praia, lago, etc.

Este método foi utilizado para estimar o uso recreativo do Parque Nacional do Iguaçu. Este parque tem um fluxo anual de visitantes em torno de 800.000 pessoas, sendo que quase metade se origina do exterior. Através de dados de pesquisas de demandas turísticas realizadas em Foz do Iguaçu, observou-se que um número significativo de pessoas visitou a cidade com vários objetivos, aproveitando para

visitar o referido parque com suas cataratas. Como resultado, o valor de uso recreativo anual calculado a partir dos gastos dos visitantes entrevistados variou entre US\$ 12 e US\$ 34 milhões, sendo que o valor obtido através do modelo proposto para o tratamento do problema dos destinos múltiplos foi de US\$ 28 milhões (MAY, 2003).

Já o método de Preços Hedônicos é a identificação de atributos ou características de um bem composto privado cujos atributos sejam complementares a bens ou serviços ambientais. Ao identificar esta complementariedade é possível mensurar o preço implícito do atributo ambiental no preço de mercado quando outros são isolados. Este método está bastante associado à determinação dos preços de propriedade. Diferentes unidades de propriedade terão diferentes níveis de atributos ambientais (qualidade do ar, proximidade a um sítio natural, etc.) e, portanto, se estes atributos são valorados pelos indivíduos, as diferenças de preços das propriedades devido à diferença de nível dos atributos ambientais devem refletir a disposição a pagar por suas variações.

Genericamente, este método permite avaliar o preço implícito de um atributo ambiental na formação de um preço observável de um bem composto. Seja P o preço de uma propriedade, que pode ser assim expresso:

$$P_i = f(a_{i1}, a_{i2}, \dots, E_i)$$

Onde a_i representa os vários atributos da propriedade i , e E_i representa o nível do bem ou serviço ambiental (E) associado a esta propriedade (i).

Este método foi utilizado para mensurar os custos da poluição atmosférica na cidade de São Paulo, portanto avaliando o efeito desta poluição sobre o valor dos imóveis novos na cidade. O preço de mercado de um imóvel deve depender das qualidades desse imóvel, uma vez que essas qualidades afetam tanto o custo de produção do mesmo quanto o preço que os consumidores estão dispostos a pagar por ele. Algumas qualidades são independentes da região onde o imóvel se localiza (área, número de cômodos, vagas na garagem, etc). Outras são determinadas pela localização do imóvel, como a acessibilidade ao transporte, às características da vizinhança e à poluição do ar. Se o valor dos imóveis é, de alguma maneira, afetado por essas qualidades, então, pode-se dizer que as pessoas estão dispostas a pagar por elas e é possível, através de técnicas estatísticas, estimar o preço delas.

Para o cálculo da função de Preços Hedônicos foram utilizados três grupos de variáveis que potencialmente afetam os preços dos imóveis novos em São Paulo: as características que podem ser determinadas pelo produtor independentemente da região onde o imóvel se localiza; as características referentes à região onde está o imóvel – criminalidade, escolas, poluição atmosférica etc.; as características locacionais – distância e tempo de acesso a centros de trabalho e lazer.

Desta forma, os resultados obtidos indicam que uma redução de 10% na média anual geométrica de concentração de partículas inaláveis provocaria uma elevação entre US\$ 3.735 e US\$ 11.037 no valor dos imóveis de São Paulo, conforme a forma funcional da função de preços hedônicos considerada. Em termos per capita, esses valores ficariam entre US\$ 996 e US\$ 2.924 (OLIVEIRA, 1997 apud MAY, 2003).

Por fim, o Método de Valoração Contingente (MVC), considerado um método direto, utiliza pesquisas amostrais, através de questionários, para identificar, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens que não são comercializados em mercados. Pergunta-se às pessoas o quanto elas avaliam situações hipotéticas envolvendo uma mudança em quantidade ou qualidade de um recurso ambiental. São criados mercados hipotéticos do recurso ambiental – ou cenários envolvendo mudanças no recurso – e as pessoas expressam suas preferências através da disposição a pagar (DAP) para evitar a alteração na qualidade ou quantidade do recurso ambiental.

Embora tenha sido originalmente proposto por Ciriacy-Watrup (1947), que entendia que a prevenção da erosão do solo podia trazer benefícios ao mercado, ele propôs um estudo para verificar quanto as pessoas estavam dispostas a pagar por estes benefícios, foi Davis (1963, apud VENKATACHALAM, 2004) quem o aplicou pela primeira vez com caçadores de ganso para estimar os benefícios desta caça.

A vantagem deste método em relação aos demais é que esse é o único que permite a estimação de valores de existência, já que se cria um cenário hipotético em que os indivíduos expressam suas preferências e ele não precisa estar relacionado ao uso ou ao conhecimento prévio do recurso ambiental pelos indivíduos. Portanto, pode-se obter as preferências individuais sobre os recursos ambientais que nunca foram ou serão utilizados pelas pessoas, o que caracteriza o valor de não uso ou valor de existência.

O MVC ganhou popularidade depois que se reconheceu a importância de dois valores de não uso: valor de opção e valor de existência no cálculo do valor econômico total dos bens e serviços ambientais ainda na literatura da economia ambiental dos anos 60 do século XX, que segundo Smith (1993, apud VENKATACHALAM, 2004) o método de Custo de Viagem não conseguia captar.

Moran & Moraes (1995) utilizaram o MVC para estimar o valor de uso e de existência que visitantes da parte sul do Pantanal atribuem à preservação desse ecossistema. Este estudo teve o propósito de explorar a adequação do MVC para capturar o valor econômico total de um sítio natural. Para tanto, utilizou várias formas de eliciação dos valores de disposição a pagar (DAP) e processos econométricos de estimação. A justificativa do estudo diz respeito à ameaça da integridade do Pantanal, basicamente por resíduos de mercúrio gerados por atividade de garimpo; sedimentação resultante de alterações de uso do solo em áreas adjacentes; resíduos de atividades agrícolas intensificados, recentemente, com a criação de pastagens artificiais e o desmembramento de antigas fazendas. E ainda tem o Projeto Hidrovia do Rio Paraguai, elaborado para melhorar o acesso à Bacia do Prata, ameaçando o balanço hidrológico da Região.

Os resultados foram estimados para três tipos de questionário com formas de eliciação distintas de valoração contingente, a saber: lances livres, dicotômico simples e dicotômico duplo (referendo com acompanhamento). Os resultados diferem substancialmente de R\$ 52,76 a R\$ 89,74 nas pesquisas livres e de R\$ 137,51 a R\$ 346,10 nas pesquisas dicotômicas. A agregação dos valores da DAP para a população visitante da região sul do Pantanal indica valores finais de R\$ 5,80 a R\$ 15,13 milhões.

O MVC tem sido utilizado por diversas áreas, inclusive a saúde. Blumenschein & Johanesson (1999) defendem o uso da valoração contingente para atribuir valores monetários para os serviços farmacêuticos, isso porque entendem ser este método o mais eficiente para a área da saúde, principalmente no tocante a bens e serviços que não possuam um mercado real. Já Nocera et al (2002) utilizou o MVC para estimar a DAP de três programas contra o mal de Alzheimer. Três formas de levantamentos técnicos foram utilizadas simultaneamente. A primeira através da escolha dicotômica, considerada a padrão, a segunda usando o formato de dissonância mínima, reduzindo as possibilidades de respostas; e, a terceira através de uma versão modificada do cartão de pagamento.

Para estimar a equação Nocera et al (2002) utilizaram o modelo logit com a variável dependente sendo a escolha sim/não para cada programa. A equação ficou descrita como segue:

$$\Pr(\text{yes}) = (1 + e^{-\Delta v})^{-1} = (1 + e^{-\alpha + \beta T})^{-1}$$

Onde $\Delta v = v_1 - v_0 = \alpha_1 + \beta(y - T) - \alpha_0 - \beta y = \alpha - \beta T$ é a diferença de utilidade, $\alpha = \alpha_1 - \alpha_0$ é a constante, β é a utilidade marginal da renda y .

Genericamente, os modelos de escolha binária *Probit* e *Logit* são os mais indicados quando o formato das respostas é diferente do *open-ended*, ou seja, quando as respostas não forem diretas do tipo “Quanto você pagaria?” (McFadden & Manski, 1981). Isto porque as respostas são binárias (variáveis *dummy*), incluindo a variável dependente. Na prática, o modelo busca encontrar uma relação entre um conjunto de atributos descrevendo um indivíduo e a razão de chances de que ele faça determinada escolha (PINDYCK, 2004; MADDALA, 1992).

O modelo de probabilidade *Probit* está associado à função de probabilidade normal acumulada, enquanto o modelo *Logit* se baseia na função de probabilidade logística acumulada, descrita da seguinte forma:

$$P_i = F(Z_i) = F(\alpha + \beta X_i) = \frac{1}{1 + e^{-z_i}} = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta x_i)}}$$

Onde:

e representa a base de logaritmos naturais, que é aproximadamente igual a 2,718;

P_i é a chance de um indivíduo fazer uma certa escolha, dado X_i .

As formulações *Probit* e *Logit* são muito semelhantes, no entanto diferem na especificação da distribuição do erro u , onde a *Logit* tem uma cauda mais larga (MADDALA, 1992). Pindyck (2004) ressalta ainda que este modelo é muito similar a

uma função normal acumulada, porém, dada sua maior facilidade para computar, frequentemente, é usado como substituto do *Probit*.

Formalizando o modelo *Logit*, tem-se:

$$\log \frac{P_i}{1-P_i} = Z_i = \alpha + \beta X_i$$

Em que a variável dependente é o logaritmo das chances de que será feita uma escolha particular. O modelo *Logit* transforma o problema de prever a probabilidade dentro de um intervalo (0,1) no problema de antever a chance de um evento ocorrer dentro do âmbito da linha real. A inclinação da distribuição logística acumulada é a mais elevada em $P_i = \frac{1}{2}$. Logo, mudanças nas variáveis explanatórias terão seu maior efeito sobre a probabilidade de escolher uma dada opção no ponto do meio da distribuição. Do contrário, baixas inclinações perto dos extremos implicam na necessidade de grandes mudanças em X para levar a pequenas mudanças na probabilidade.

Para Pindyck (2004), se P_i for igual a 0 ou a 1, a probabilidade $P_i/(1-P_i)$ será igual a 0 ou infinito e o logaritmo da probabilidade será indefinido. Por este motivo, a estimação por mínimos quadrados ordinários não se mostra adequada. A qualidade do ajustamento deverá ser realizada por máximo verossimilhança que é, simultaneamente, mais eficiente e assintoticamente eficiente. De qualquer sorte, o índice de verossimilhança $p = 1 - \frac{L(\beta^*)}{L(0)}$, que varia de 0 a 1, assim como R^2 , dificilmente estará próximo de 1 quando estão envolvidas escolhas binárias. Do mesmo modo, qualquer valor numérico particular de p é difícil de interpretar, porém o valor de p dá alguma indicação de quanto pode ser ganho com a adição de novas variáveis ao modelo.

2.2.2 Limitações dos Métodos

Os métodos mencionados podem satisfazer às necessidades de valoração econômica dos recursos naturais, bem como das externalidades causadas a eles. No entanto, devem-se considerar inúmeras limitações que os métodos apresentam.

Em relação ao método de valoração denominado *Método do Custo de Viagem*, Perman et al (2003) sustentam que existem vários problemas associados a este método, merecendo destaque a questão do destino múltiplo ou múltiplos objetivos na mesma viagem, o tratamento do custo de oportunidade do tempo gasto para uma visita recreativa, a escolha de sítios substitutos ao local analisado, o tratamento do congestionamento como atributo de qualidade do sítio estudado, e a forma funcional das curvas de demanda por visitas recreativas. Logo, a qualidade das medidas de bem-estar geradas por esse método depende, então, do quanto esses problemas são minimizados a partir da escolha do modelo e da abordagem apropriados ao estudo de caso, observando-se as características próprias ao lugar de recreação analisado e a natureza das escolhas do consumidor observado.

Para Motta (1998), o referido método, pela suposição de complementariedade, não contempla custos de opção e de existência dado que somente capta os valores de uso direto e indireto associados à visita ao sítio natural. Os indivíduos que não visitam o sítio, mas apresentam valor de opção/existência não são considerados. Outra observação do autor diz respeito ao fato de que o método busca estimar o excedente do consumidor associado ao usufruto destes serviços. Desta forma, o valor do excedente do consumidor depende da condição de que a oferta de serviços ambientais no sítio e nos outros sítios substitutos não se altere. E, se isso não for possível, a solução seria calcular uma função (f') para diversos sítios naturais com distintos serviços ambientais, mas isto exigiria um esforço de pesquisa e transformações econométricas muito grandes. E, por último, a curva de demanda f' assume que indivíduos de todas as zonas residenciais têm a mesma função de renda e utilidade. Para resolver essas questões seria necessário derivar curvas de demanda por classes de renda e depois agregar os diferentes excedentes do consumidor.

Em relação ao método de Preços Hedônicos, tem-se também algumas limitações. Para Motta (1998), o método de Preços Hedônicos tem três vieses,

respectivamente, na cobertura do valor econômico, na mensuração das variações de bem-estar e na qualidade das estimativas.

Em relação ao primeiro viés (cobertura do valor econômico), este método capta apenas os valores de uso direto e indireto e de opção.

Já no segundo viés, qual seja, a mensuração das variações de bem-estar, a medida estimada de disposição a pagar, p_E , valora apenas a disposição a pagar de variações marginais do atributo ambiental em um ponto observável de E . Para valorar variações não marginais, é preciso transformar f em uma curva de demanda f' que identifique a variação de p_E , quando ocorrem variações não marginais de E . Esta curva f' será formada pelas derivadas de f para cada nível de E .

Por último, para o viés da qualidade das estimativas, Motta (1998) destaca a relevância do levantamento de dados para este método. Isto requer, além dos indicadores ambientais, informações dos vários atributos que influenciam o preço da propriedade, como as próprias características da propriedade (tamanho, grau de conservação, benfeitorias, etc.), as facilidades de serviços (comerciais, transporte, educação), a qualidade do local (vizinhança, taxa de criminalidade, etc.) e também informações socioeconômicas dos proprietários sobre uma amostra representativa das propriedades de uma região.

Outro problema apresentado pelo autor, sobre o mesmo tema, diz respeito às dificuldades econométricas com as estimações de funções hedônicas, principalmente com respeito à multicolinearidade de atributos e a identificação da forma funcional.

Os problemas econométricos também são apontados por Ortiz (2003) que destaca a possibilidade de existência de variáveis omitidas na função de preços hedônicos, multicolinearidade entre os atributos do bem de mercado e problemas de especificação funcional da função de preços hedônicos.

Em função dos vieses mencionados, Motta (1998) sugere o uso deste método nos seguintes casos:

- a)** Quando existe alta correlação entre a variável ambiental e o preço da propriedade;
- b)** Quando é possível avaliar se todos os atributos que influenciam o preço de equilíbrio no mercado de propriedades, em análise, podem ser captados. Caso contrário, deve-se procurar considerar a adoção de outros métodos que as hipóteses adotadas para cálculo do excedente do

consumidor, com base nas medidas estimadas do preço marginal do atributo ambiental, podem ser realistas. Ou ainda, procurar apresentar estimativas alternativas para cada hipótese.

Já para o MVC, é quase consenso entre os economistas que o maior problema diz respeito ao fato de que se trata de um mercado hipotético, portanto, é difícil captar valores ambientais para bens e serviços que os atores não conhecem ou não entendem (VENKATACHALAM, 2004; AKTER et al, 2008; BATEMAN et al, 1995; PERMAN et al, 2003).

Para que o método tenha eficácia, as pessoas precisam conhecer o assunto, ter informações relevantes para identificarem sua verdadeira disposição a pagar ou a aceitar por algo. Existem vários fatores que podem levar às discrepâncias nas preferências reveladas nas pesquisas e as verdadeiras preferências.

Field (2003) ratifica este pensamento quando salienta que a valoração contingente aborda um mercado hipotético, onde as consequências das respostas dos agentes estão ausentes. Ou seja, o entrevistado se encontra numa situação hipotética para que possa oferecer respostas hipotéticas e que não se encontram submetidas às regras de um mercado real. Então o autor levanta duas questões: será que realmente as pessoas conhecem suas preferências reais? E, se conhecerem, teriam algum motivo ou incentivo para não revelar ao entrevistador?

A divisão dos problemas do MVC difere de autor para autor, mas quase sempre estão entre 3 e 5 grandes áreas. Motta (1998) divide em confiabilidade, validade e vieses.

A validade refere-se ao grau em que os resultados obtidos no MVC indicam o “verdadeiro” valor do bem que está sendo investigado, enquanto a confiabilidade analisa a consistência das estimativas. Registra-se que validade e confiabilidade não são sinônimos. Existem casos em que o MVC alcança estimativas consistentes, mas sujeitas à presença de vieses. Nesta hipótese, os resultados são julgados não válidos. Como exemplo, ao considerar um modelo linear geral, validade e confiabilidade poderiam ser expressas da seguinte forma:

$$Y = ax + b + n$$

Onde:

Y = valor observado da variável

x = valor verdadeiro da variável

a, b = constantes

n = erro residual

Desta forma, a e b refletem a validade do método, e determinam a confiabilidade. Valor de $a=1$, $b=0$ e sendo aleatório indicam absoluta validade. Quando não se revela aleatório, então indica a existência de vieses.

No entanto, Tietenberg (2003) divide-os em 4 tipos: viés estratégico, de informação, do ponto inicial e hipotético. Porém, podem-se abrir estas grandes áreas e qualificar os vieses, desta forma, tem-se cerca de dez importantes tipos de vieses que merecem atenção (MOTTA, 1998). São eles:

- a) **Viés estratégico:** o mais preocupante de todos, pois está relacionado à percepção dos entrevistados acerca da obrigação de pagamento e às suas perspectivas quanto à provisão do bem em questão. Por ser um mercado hipotético, à medida que o indivíduo tiver a sensação de que realmente pagará pelo valor citado, ele tenderá a responder valores abaixo de suas verdadeiras preferências. Ou o indivíduo poderá também ter um comportamento do tipo *free-rider* (carona), quando supor que os outros estarão dispostos a pagar o suficiente para garantir a provisão de um bem e assim estipular sua DAP abaixo do valor real.
- b) **Viés hipotético:** pode ocorrer com bastante frequência em função de que normalmente o MVC é utilizado para determinar mercados hipotéticos e por isso levam a valores que não refletem as verdadeiras preferências. Por não se tratar de um mercado real, os indivíduos veem que não sofrerão custos porque se trata de simulação. Alguns pesquisadores colocam que o viés hipotético induz a um aumento da variância e, conseqüentemente, a uma baixa confiabilidade do modelo.
- c) **Problema da parte-todo (*embedding/mental account*):** ocorre porque algumas pessoas se sensibilizam com as questões ambientais, normalmente, às que a visão adquirida sobre a natureza está associada a crenças morais, filosóficas e religiosas. Esta característica faz com que

surja o chamado problema da parte-todo, onde o entrevistado tende a tornar mais abrangente a oferta hipotética de um determinado bem ou serviço ambiental. Ele não consegue distinguir o bem específico (parte) de um conjunto mais amplo de bens (todo). Disto decorre um provável valor maior do que a própria renda do indivíduo que é percebida quando da agregação dos valores referentes à DAP de um indivíduo, obtida em várias aplicações do MVC para distintos bens.

- d) **Viés de Informação:** pode-se dizer que a informação afeta praticamente todos os bens, não apenas a DAP por bens ambientais, sejam eles transacionados ou não no mercado. Daí a necessidade de buscar a maior variedade possível nas informações.
- e) **Viés do entrevistador e do entrevistado:** a forma como o entrevistado se comporta, ou aparenta ser, pode influenciar as respostas. Por exemplo, se o entrevistador descreve o bem ambiental como algo normalmente desejado, ou se o entrevistador é extremamente bem educado (ou atraente), então a pessoa que sendo entrevistada pode se sentir inibida a declarar um lance de baixo valor. Para minimizar este impacto poderia se utilizar pesquisas por telefone ou correio, isso poderia comprometer a qualidade das informações e aumentar o viés hipotético. Então, a escolha certa dos entrevistadores é uma etapa bastante importante.
- f) **Viés do instrumento (ou veículo) de pagamento:** os indivíduos não são totalmente indiferentes quanto ao veículo de pagamento associado à DAP. Dependendo do método de pagamento, a DAP pode variar. Um aumento de R\$ 1,00 no imposto de renda pode ser visto como mais custoso do que um R\$1,00 pago numa taxa de entrada associada ao uso. Se a média dos lances não difere quando são usados veículos distintos, então este tipo de viés é considerado irrelevante.
- g) **Viés do ponto inicial (ou ancoramento):** dependendo do tipo de questionário pode acontecer este viés. Aqueles do tipo “jogos de leilão” (*bidding games*) podem influenciar significativamente o lance final. Quando começam com um baixo (alto) ponto inicial levam a uma baixa (alta) média da DAP. Se por um lado o ponto inicial reduz o número de perguntas sem resposta e a variância nos questionários tipo aberto, existe um consenso

de que o ponto inicial acaba por desestimular o entrevistado a pensar seriamente sobre sua “verdadeira” DAP.

- h) **Viés da obediência ou caridade (*warm glow*):** ocorre pelo constrangimento das pessoas em manifestar uma posição negativa para uma ação considerada socialmente correta, embora não o fizessem se a situação fosse real.
- i) **Viés da subatividade:** este viés pode ocorrer pelo fato de que algumas pesquisas com MVC chegam a valores de DAP para serviços ambientais que, quando estimados em conjunto, apresentem um valor total inferior à soma de suas valorações em separado por serviço. Este viés, então, é decorrente das possibilidades de substituição entre estes serviços e não de qualquer procedimento inadequado da pesquisa. Sua observância está de acordo com o contexto econômico da mensuração e, portanto, sua minimização dependerá da capacidade da pesquisa em identificar estas possibilidades de substituição.
- j) **Viés da seqüência de agregação:** também inerente ao contexto econômico da mensuração, quando a medida de DAP ou DAA de um certo bem ou tempo ambiental varia se mensurada antes ou depois de outras medidas de outros bens ou serviços que podem ser seus substitutos.

Blumenschein e Johanesson (1999) apresentam ainda uma outra divisão, são cinco tipos: três referentes ao desenho do instrumento do MVC, e dois referentes à forma de apresentação dos resultados. Estão relacionados às possíveis deturpações nas respostas, aos valores que podem estar implícitos, à construção do cenário hipotético, ao desenho do questionário, e à inferência de vieses. Independente da tipologia dos vieses eles estão registrados em praticamente todos os artigos que mencionam o MVC (BATEMAN et al, 1995; GREEN et al, 1998; WHITTINGTON, 2002).

O MVC requer um esforço de pesquisa de campo e tratamento econométrico equivalente aos métodos de Preços Hedônicos e de Custo de Viagem. Em função disso, seu uso é recomendado quando:

- a) a determinação dos valores de uso por outros métodos não é satisfatória ou a determinação do valor de existência faz-se necessária;

- b) é possível definir com clareza os bens e serviços ambientais a serem hipoteticamente valorados e isto inclui o conhecimento sobre a relação entre o uso deles e os impactos na economia, bem como nas funções ecossistêmicas.

As recomendações, entretanto, por não uso do método também são significantes na literatura e quase sempre estão relacionadas à abordagem das preferências. Whittington (2002) recomenda, principalmente nos países em desenvolvimento, uma melhor apuração das preferências das famílias antes de utilizar o MVC, por exemplo, nas definições, sobretudo, de políticas públicas para serviços de água e saneamento, gestão de bacias hidrográficas, erosão do solo, desmatamento, entre outros. Os erros causados pela não observância das reais preferências das famílias têm-se mostrado trágico porque afetam milhões de pessoas nesses países e no mundo.

De qualquer forma, todos os métodos expostos neste artigo apresentam limitações o que leva a entender que a valoração econômica dos recursos naturais ainda será tema de discussão por muito tempo dada a diversidade de opiniões.

2.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A relação entre economia e meio ambiente sempre existiu, mesmo que não diretamente. Isso pode ser comprovado através de teorias econômicas como a Teoria da Renda da Terra de David Ricardo. Com a necessidade de crescimento econômico, o uso dos recursos naturais se intensificou, promovendo, então, maiores debates sobre o tema e um estreitamento da relação economia-meio ambiente.

A partir do pós-Segunda Guerra Mundial, as questões ambientais ganharam força e o debate foi estabelecido através de movimentos como o Clube de Roma e a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente em 1972.

Contudo, dentro da relação entre economia e meio ambiente existe uma lacuna: a valoração dos recursos naturais. Quase todo o instrumental utilizado nesta área é o da economia neoclássica (ambiental).

Assim, é possível asseverar que a valoração econômica ambiental busca determinar o valor econômico de um recurso ambiental através da determinação do que é equivalente, em termos de outros recursos disponíveis na economia e que os seres humanos estariam dispostos a abrir mão de maneira a obter uma melhoria de qualidade ou quantidade do recurso ambiental.

Dessa forma, pode-se dizer que a valoração é uma análise de *trade-offs*. Ou ainda, as técnicas de valoração, na verdade, medem as preferências dos indivíduos por um recurso ou serviço ambiental. E, assim, o que realmente está sendo valorado não é o meio ambiente ou o recurso ambiental, mas as preferências das pessoas em relação às mudanças de qualidade ou quantidade ofertada do recurso ambiental.

Essas preferências individuais são conhecidas através de uma “disposição a pagar (DAP)” ou de uma “disposição a aceitar (DAA)” uma determinada mudança na qualidade ou na quantidade do recurso ambiental, portanto, uma medida de bem-estar.

O valor econômico de um ativo ambiental pode ser encontrado pela soma de seu valor de uso (direto e indireto), do valor de opção e de seu valor de existência. A valoração econômica ambiental é fundamental na Análise de Custo-Benefício, bastante utilizada pelos adeptos da corrente neoclássica. No entanto, existem vários métodos de valoração econômica, quase todos com orientação neoclássica, portanto tendem a simplesmente revelar as preferências dos agentes envolvidos.

Esses métodos podem ser divididos em diretos e indiretos. Como “diretos” têm-se o MVC e o ranqueamento contingente. Como “indireto”, têm-se os métodos de Preços Hedônicos, custos de reposição, gastos defensivos e produtividade marginal. Mas pode-se afirmar que os mais encontrados na literatura são os métodos de Custos de Viagem, Preços Hedônicos e Valoração Contingente.

O método de Custo de Viagem, criado por Harold Hotelling em 1949, nos Estados Unidos, estima o valor de uso recreativo através da análise dos gastos incorridos pelos visitantes deste lugar. Já o método de Preços Hedônicos permite avaliar o preço implícito de um atributo ambiental na formação de um preço observável de um bem composto.

Dos três métodos mais utilizados, apenas o de Valoração Contingente é direto. Ele utiliza pesquisas amostrais, através de questionários, para identificar, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens que não são comercializados em mercados. Para tanto, pergunta-se ao entrevistado o quanto

eles avaliam situações hipotéticas, envolvendo uma mudança em quantidade ou qualidade de um recurso ambiental. Uma das vantagens deste método está na possibilidade de estimar os valores de existência.

Porém, todos esses métodos possuem limitações. No método de Custo de Viagem pode-se destacar a questão do destino múltiplo ou múltiplos objetivos na mesma viagem, o tratamento do custo de oportunidade do tempo gasto para uma visita recreativa, a escolha de sítios substitutos ao local analisado, o tratamento do congestionamento como atributo de qualidade do sítio estudado e a forma funcional das curvas de demanda por visitas recreativas. Portanto, os resultados dependerão da minimização desses problemas.

Para o método de Preços Hedônicos, mais precisamente, as limitações estão centradas em três vieses: cobertura do valor econômico, mensuração das variações de bem-estar e na qualidade das estimativas.

Com o MVC é possível encontrar problemas como a desinformação do entrevistado sobre o assunto a ser discutido. As limitações deste método diferem um pouco de autor para autor. Um deles os divide em três grandes áreas: confiabilidade, validade e vieses.

De qualquer forma, todos os métodos apresentados obedecem a uma lógica neoclássica, ou seja, procuram revelar as preferências dos agentes envolvidos. Na maioria dos casos, os métodos trabalham com mercados hipotéticos, o que acaba distorcendo os resultados, já que, via de regra, os agentes não têm a devida noção de realidade. Isso significa dizer que a precificação de um recurso natural está diretamente vinculada a este mercado hipotético e as preferências dos indivíduos (agentes) evidenciadas a partir deste mercado, sujeita, portanto, a distorções no valor econômico.

3 VALORAÇÃO CONTINGENTE: UM ESTUDO DE CASO PARA OS RECURSOS HÍDRICOS EM CAXIAS DO SUL

A valoração econômica dos recursos naturais ou dos bens e serviços ambientais é objeto de discussão e polêmica na literatura, sobretudo, econômica. Os que apoiam o método o colocam como eficaz e vantajoso em relação aos demais. No entanto, para aqueles que o criticam, o método possui limitações desde a sua formalização até a interpretação dos resultados. Via de regra, a valoração contingente revela a preferência do entrevistado por uma determinada situação, para tanto, um mercado hipotético é construído. A partir deste mercado, a preferência é traduzida por uma disposição a pagar ou uma disposição a aceitar a situação proposta.

Apesar das críticas, o MVC tem sido aplicado em várias áreas da ciência como saúde e meio ambiente. Tem-se à disposição significativa bibliografia sobre o tema em relevantes publicações científicas. Contudo, sua eficácia como ferramenta para obtenção de um valor monetário para um bem ou serviço ambiental está longe de ser unanimidade dentro da Ciência Econômica.

Para fazer uma análise do método, então, propõe-se aplicá-lo a uma das bacias de captação do município de Caxias do Sul, situado a 120km de Porto Alegre, na região Nordeste do estado do Rio Grande do Sul, na Serra Gaúcha. Com uma população de mais de 400.000 habitantes, tal município se destaca entre os demais de sua região, e até do Estado, por possuir uma economia diversificada, formada, principalmente, por um setor industrial forte, bem como um setor primário, com produção de hortifrutigranjeiros e aves para abate.

No entanto, a mesma geografia que pode ter contribuído para o desenvolvimento econômico de Caxias do Sul, é um complicador quando se trata de recursos hídricos. Os principais mananciais se situam abaixo do município, cujo abastecimento de água é realizado através de cinco bacias de captação. Dessa forma, o uso racional dos recursos hídricos em Caxias do Sul é uma necessidade, da mesma forma que o monitoramento da poluição causada por todos os setores produtivos e do doméstico.

Caxias do Sul assiste a um aumento populacional intenso, fruto de processo migratório, atraído pelas oportunidades de emprego, principalmente no setor

industrial. A população crescente, combinada com a falta de conscientização sobre a importância de preservar o recurso hídrico, requer que o governo municipal invista em uma nova bacia de captação para atender a esta demanda (SAMAE, www.samaecaxias.com.br).

Para ilustrar esta situação, este ensaio tem como objetivo fazer uma discussão do MVC (MVC) através de uma aplicação prática para a represa Dal Bó, uma das cinco bacias de captação de água do Município. Esta represa é responsável por quase 9% da oferta de água da cidade, entretanto, ela está disponível também para lazer, é a única das cinco bacias de captação que tem essa possibilidade. Encontra-se, então, uma situação de rivalidade de usos: lazer, consumo doméstico, consumo industrial, etc. Através do MVC, evidencia-se a disposição a pagar da população de Caxias do Sul pela preservação desta represa.

3.1 VALORAÇÃO CONTINGENTE: UMA APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PARA A PRESERVAÇÃO DA REPRESA DAL BÓ EM CAXIAS DO SUL

Embora seja um método polêmico, ainda é o mais utilizado à medida que através da aplicação de questionários, busca-se desenhar um mercado hipotético e, a partir daí, encontrar um valor para o bem ou serviço ambiental.

3.1.1 O Método de Valoração Contingente (MVC)

Na economia ambiental os métodos de valoração econômica continuam trazendo significativas discussões, como é o caso do MVC (MVC).

A economia ambiental utiliza a Análise Custo-Benefício para medir ou mensurar os custos e benefícios propostos por um bem ou serviço ambiental, mas também tem aplicado tal método para validar ou não uma política ambiental, tal como controle de poluição do ar ou da água (CROPPER & OATES, 1992). Para encontrar o valor de um bem ou serviço ambiental, então, a literatura prescreve a valoração, em termos monetários, dos custos e dos benefícios de tal ação.

Para tanto, utiliza-se de alguns métodos, como o MVC, descrito por alguns pesquisadores como o mais racional dentre os existentes, apesar de suas limitações (TIETENBERG, 2003; MOTTA, 1998; BALISTRERI et al, 2000; PERMAN et al, 2003; MITCHEL & CARSON, 1989; BATEMAN et al 1995). O MVC é um método direto, que utiliza entrevistas com os agentes econômicos envolvidos e, principalmente, seu uso é mais freqüente na determinação de valores para bens e serviços sem um mercado para referência, ou seja, o método cria um mercado hipotético (CAMERON & HUPPERT, 1991). Este exercício de criação de um mercado hipotético presta relevantes informações sobre a demanda pelo bem ou serviço apurado e pelo qual não há um mercado real (MITCHELL & CARSON, 1989).

Dito de outra forma, o MVC capta a disposição a pagar (DAP) do agente econômico envolvido pelo bem ou serviço ambiental ou ainda a disposição a aceitar (DAA) uma compensação por uma melhora/piora em determinada situação. A disposição a pagar é considerada uma medida hicksiana de excedente do consumidor (MOTTA, 1998; VENKATACHALAM, 2004; CROPPER & OATES, 1992), ou seja, a demanda compensada que evidencia o comportamento da quantidade e do preço quando a renda é ajustada a cada preço para manter o nível de utilidade constante. A função de demanda hicksiana mostra a cesta de consumo que deve ser atingida para um determinado nível de utilidade e gasto total mínimo.

Na Figura 3a, estão representadas curvas de indiferença I_0 e I_1 de um consumidor em relação ao bem X e a outros bens de consumo agregados que definem a renda Y do consumidor deduzida do dispêndio com X . Quando ocorre uma variação no preço, no caso, de P_{X_0} para P_{X_1} , a linha de preço move-se para cima e a quantidade de equilíbrio passa de X_0 para X_1 . Assim, dois novos pontos de equilíbrio são formados, ponto a e ponto b na curva de demanda ordinária D de X , na Figura 3b.

Para manter o consumidor na mesma curva de indiferença I_0 , na qual ele se situava antes da variação de preço, o novo ponto de equilíbrio seria dado pelo ponto de tangência G definido por uma paralela à nova linha de preço. Neste ponto, então, a quantidade consumida será X' e o consumo de outros bens cai de Y_0 para Y_1 . Ou seja, $(Y_0 - Y_1)$ é a renda, consumo de outros bens, que se deve retirar do consumidor para que este retorne ao seu nível inicial de utilidade após a redução do preço de X .

Assim, a Figura 3b evidencia as medidas de excedente do consumidor hickisiano dadas pelas áreas:

Varição equivalente (VE): $P_{x_0} P_{x_1} bf$

Varição compensatória (VC): $P_{x_0} P_{x_1} ag$

A diferença $(Y_0 - Y_1)$ é chamada de variação compensatória ou uma compensação paga pelo consumidor uma vez que ocorre uma variação na demanda do bem x , fazendo com que o equilíbrio final esteja no ponto g , que determina a curva compensada D' . Então, ag é a variação de preço de x que equivale a $(Y_0 - Y_1)$.

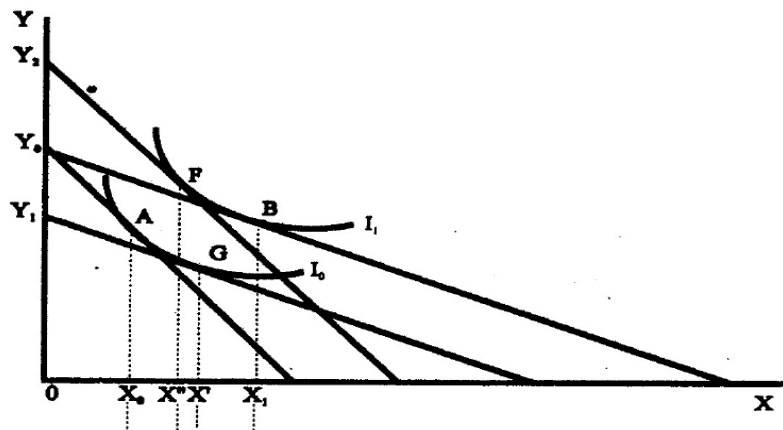


Figura 3a - Variações no nível de utilidade quando variam preços.
Fonte: Motta (1998), Perman et al (2003)

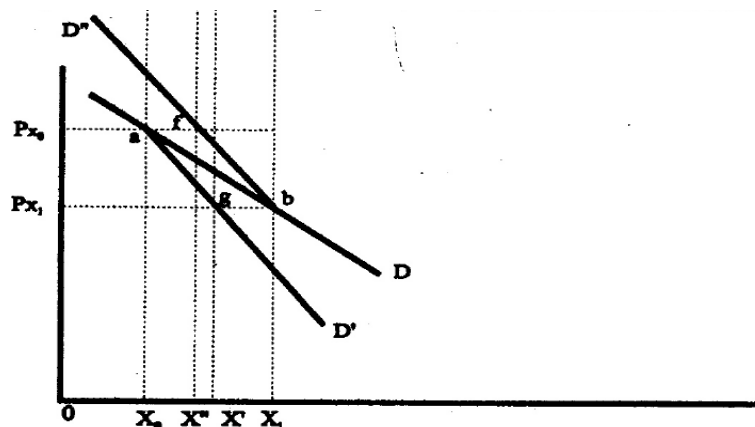


Figura 3b - Curvas de demanda compensadas e medidas do excedente do consumidor.
Fonte: Motta (1998), Perman et al (2003)

Outra forma de medir essa alteração de renda seria uma compensação a ser recebida pelo consumidor para que se mantivesse no nível de utilidade subsequente, devido a uma redução de preço caso esta variação não ocorresse. Esta medida é chamada de variação equivalente (VE). Nesta situação, o ponto de tangência seria f e a nova quantidade de equilíbrio X'' . A diferença $(Y_2 - Y_0)$ é a compensação a ser recebida pelo consumidor para que se mantivesse no nível de utilidade subsequente, devido a uma redução de preço caso esta variação não ocorresse. Assim, o movimento bf , no qual o preço permanece em P_{x_0} , identifica uma curva de demanda compensada D'' .

Resumidamente, para uma proposta de ganho de bem-estar por melhor oferta de um bem público, a variação compensatória refere-se ao valor a ser pago pelo consumidor para melhorar o nível de utilidade (DAP). Já a variação equivalente refere-se ao montante da indenização exigida pelo consumidor para maximizar sua utilidade no caso do bem público não ser oferecido (DAA).

O primeiro estudo que se tem notícia que utiliza entrevistas diretas com a população para estimação do valor de um recurso natural foi realizado por S.V. Ciriacy-Wantrup, em 1947, com a publicação de um artigo sobre mensuração dos benefícios gerados pela preservação da erosão dos solos (VENKATACHALAM, 2004; HANEMANN, 1991). No entanto, foi Robert K. Davis quem aplicou o MVC pela primeira vez, como parte de uma pesquisa para obtenção do título de doutor na Universidade de Harvard, em 1963. Em seu artigo, Davis procurou simular o comportamento do mercado, captando a máxima disposição a pagar dos entrevistados por um recurso ambiental (GREEN et al, 1998; VENKATACHALAM, 2004).

Tanto uma DAP quanto uma DAA pode ser utilizada para ilustrar as preferências dos indivíduos em relação a mudanças no nível de bens e serviços ambientais. No entanto, existem diferenças entre elas que podem resultar significativas quando aplicadas para o mesmo objeto (MITCHELL & CARSON, 1989). Normalmente, o valor encontrado para uma DAA é maior do que a DAP, supondo aplicados para o mesmo fim.

As razões para tal diferença não são unanimidade e dependem do objetivo da pesquisa. Se as alterações são quantitativas, não há presunção de proximidade entre os valores encontrados pela DAP e pela DAA. Contudo, se as alterações

acontecerem via preços, a diferença entre DAP e DAA estará condicionada ao efeito renda (WILLIG, 1976) e também ao efeito substituição (HANEMANN, 1991). Se houver bens substitutos, a tendência é de pouca disparidade entre DAP e DAA. Então as diferenças entre DAP e DAA poderão variar de zero ao infinito, dependendo do grau de substituição entre os bens, acompanhada de elasticidade-renda positiva.

Duas áreas, em específico, têm se utilizado com mais frequência do MVC: a saúde e a ambiental. Isto se deve à ausência de mercados reais e, por isso, há necessidade de criar um mercado hipotético para se alcançar uma referência de preço para produtos e serviços dessas áreas.

Whynes et al (2003) testaram dois métodos de MVC para encontrar a disposição a pagar pelo rastreamento do câncer de colo-retal usando um questionário com perguntas abertas (*open-ended*) e outro com escala de pagamento. Variáveis como renda familiar e atitudes em relação a cuidados com a saúde foram os principais determinantes da natureza e do valor da resposta. Como resultado, o método de escala de pagamento foi mais eficiente, com respostas mais verossímeis.

O autor cita em seu artigo algumas aplicações na medicina do MVC, apesar de entender que sua eficácia ainda não está comprovada, como cuidados na maternidade (RYAN et al, 1997), tratamentos para câncer (ORTEGA et al, 1998), tratamento da obesidade (NARBRO & SJOSTROM, 2000), incontinência (JOHANNESSON et al, 1997) e a angina (KARTMAN et al, 1996). A comprovação da eficácia ainda dependeria de um número maior de ensaios que realmente se dedicaram ao desenvolvimento da metodologia.

Ainda na medicina, outros exemplos de usos do MVC são encontrados no artigo de Bishai et al (2008) no qual os autores aplicaram o método para encontrar a DAP para a reabilitação de adictos. Nocera et al (2002) usou o mesmo para testar três programas de tratamento do Mal de Alzheimer e confirmou a eficiência do método para este tipo de situação.

Na área ambiental, o MVC, é aplicado para medir a disposição a pagar ou a disposição a aceitar uma compensação. Carson (1998) usou o método para valorar as florestas tropicais propondo um estudo multipaíses para a tomada de decisão em relação aos recursos globais, mais precisamente as florestas. Já Wiser et al (2007) buscaram a disposição a pagar pela energia renovável através de dois métodos

possíveis. O primeiro é uma abordagem com pagamento coletivo (obrigatório) para todas as residências e empresas pelo fornecimento do bem, que no caso das energias renováveis, assume a forma de uma sobretaxa sobre as faturas de eletricidade. O segundo método é um pagamento voluntário, em que cada agente tem a opção, mas não a obrigação, de contribuir para o fornecimento do bem, também como um complemento na fatura de eletricidade, tendo o autor chegado à conclusão de que a disposição a pagar resulta em valores maiores quando da obrigatoriedade da cobrança. Aliás, no primeiro número do *Journal of Environmental Economics and Management*, em 1974, foi publicado um artigo de Randall, Ives e Eastman sobre avaliação contingente que acabou influenciando todos os demais estudos sobre a técnica, além de evidenciar a necessidade de debates mais profundos sobre a metodologia⁸.

Um dos mais conhecidos exemplos do uso do MVC na questão ambiental foi com o vazamento de quase 260 mil barris de petróleo do navio Exxon Valdez em Prince William Sound, Alasca, em 1989. Neste caso, usou-se o MVC para calcular as perdas referentes aos valores de existência, buscando a DAP da população para evitar um novo acidente do gênero. O Estado do Alasca obteve como resposta uma disposição média de US\$ 31 por residência e um total de US\$ 2,8 bilhões considerando todas as residências dos EUA (PERMAN et al, 2003; CARSON, 2003).

Venkatachalam (2003) e Veinstein (2004) argumentam que o MVC tem sido usado em várias áreas, para vários fins, por ser simples e flexível na avaliação mercadológica. Entretanto, o método está sujeito a severas críticas, tendo como principais a questão da confiabilidade dos resultados e os vieses que podem ocorrer.

Esses vieses estão divididos de formas diferentes, dependendo dos autores. Tietenberg (2003) divide-os em quatro grandes áreas: estratégico; informação; ponto inicial, e do mercado hipotético. No primeiro, o estratégico, está relacionado à percepção dos entrevistados em relação à obrigação de um pagamento e às suas perspectivas quanto à provisão do bem em questão. Se o entrevistado tiver a certeza da cobrança efetiva do valor monetário, poderá evidenciar uma DAP menor. Em relação ao viés da informação, este pode ocorrer quando o entrevistado não tem familiaridade com o tema proposto e o entrevistador não foi suficientemente claro na formalização do problema. Blomquist & Whitehead (1998) escreveram um artigo

⁸ Os autores usaram a metodologia MVC pois não havia outra na literatura para valorar um determinado bem e empregaram um profundo rigor teórico para a ocasião. (Mitchell & Carson, 1989).

sobre a importância da informação para validar os resultados do MVC e propõem que, principalmente, as informações sobre mudanças de qualidade para o bem ambiental sejam explicadas para os entrevistados. Quanto ao viés do ponto inicial, o problema ocorre na escolha do valor inicial a ser proposto para os entrevistados, bastante comum nos questionários com formato de resposta *bidding game*, um valor inicial baixo (alto) tende a apresentar como resultado uma DAP menor (maior). Por último, por se tratar de mercado hipotético pode levar a valores que não espelham as verdadeiras preferências. O entrevistado faz uma leitura de que se trata de uma simulação, sem custos para ele, e fornece valores viesados.

A Valoração Contingente utiliza questionários diretamente aplicados ao público-alvo, contudo, o formato das perguntas e das respostas pode diferir conforme o método adotado. Destaca-se o método *open-ended* onde o entrevistado é diretamente interrogado sobre sua máxima DAP (ou mínima DAA) por um determinado bem ou serviço ambiental. Uma pergunta adequada seria: “Qual sua máxima disposição a pagar pelo recurso ambiental?, no caso da DAP. Os valores aqui expressam a DAP direta do entrevistado e a DAP média da amostra é calculada por simples tratamento estatístico. No entanto, o formato *open-ended* pode trazer um grande número de respostas nulas (PHILIPS et al., 1996; GREEN et al., 1998;), principalmente se o entrevistado não estiver familiarizado com o assunto (TIETENBERG, 2003).

Outro método, o *bidding game*, consiste em oferecer um valor inicial para a DAP do entrevistado e se ele aceitar, oferecer um valor maior. Se ele rejeitar, pode-se oferecer um valor menor e assim buscar uma resposta mais precisa. Ou seja, cria-se um conjunto de valores a serem negociados com o entrevistado (MOTTA, 1998 e PHILIPS et al, 1996).

Por último, ainda pode-se utilizar o método *referendo*, ou também conhecido por escolha dicotômica, em que é oferecido um único valor ao entrevistado. As respostas possíveis são *aceita* ou *não aceita* o valor proposto (PERMAN et al, 2003).

Seguindo o modelo sugerido por Motta (1998), a formalização do método de referendo ficaria assim:

$$(3.1) \Delta U = u(y - S, z_i) - u(y, z_o) + \eta > 0$$

onde z_1 e z_0 representam, respectivamente, a qualidade ambiental final e inicial, y a renda do indivíduo e η uma variação aleatória com valor esperado zero. Normalizando os valores de S em um, obtém-se uma curva de demanda agregada (D) para a variação ambiental S por esta diferença:

$$(3.2) D(S) = 1 - F(S)$$

no qual $F(S) = \frac{1}{(1 + e^{\Delta U})}$ é a função econométrica do método referendo. Para uma $F(-\infty) = 1$ e $F(\infty) = 0$, e, uma variação de utilidade (ΔU) zero, o valor de $F(S)$ será de 0,5, indicando que a probabilidade de que a proposta do valor S seja aceita será de 50%. Ao integrar $D(S)$ entre os valores mínimo e máximo obtidos na pesquisa, obtém-se a medida do excedente do consumidor.

Via de regra, o tratamento dos resultados encontrados na pesquisa de campo é realizado através de modelos econométricos. Mais precisamente, no caso da escolha ser dicotômica (referendo), utiliza-se o modelo *Logit*, ou seja, uma regressão logística. Ao entrevistado é perguntado se ele está disposto a pagar um valor predeterminado, ao que ele responde com um *sim* ou *não* (PERMAN et al, 2003).

O modelo *Logit* se baseia na função de probabilidade logística acumulada e é especificado como (PINDYCK, 2004):

$$(3.3) P_i = F(Z_i) = F(\alpha + \beta X_i) = \frac{1}{1 + e^{-z_i}} = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta x_i)}}$$

Na equação acima (3.3), e representa a base de logaritmos naturais, que é aproximadamente igual a 2,718. P_i é a probabilidade de um indivíduo fazer uma certa escolha, dado X_i .

Ao multiplicar ambos os lados da equação (3.3) por $1 + e^{-z_i}$, tem-se

$$(1 + e^{-z_i})P_i = 1$$

Porém, dividindo por P_i e subtraindo por 1, obtém-se:

$$e^{-z_i} = \frac{1}{P_i} - 1 = \frac{1 - P_i}{P_i}$$

Por definição (PINDYCK, 2003), contudo, $e^{-z_i} = 1/e^{z_i}$, de modo que

$$e^{-z_i} = \frac{P_i}{1 - P_i}$$

Tomando o logaritmo natural de ambos os lados,

$$Z_i = \text{Log} \frac{P_i}{1 - P_i}$$

Pode-se escrever, de acordo com a equação (3.3),

$$(3.4) \quad Z_i = \text{Log} \frac{P_i}{1 - P_i} = Z_i = \alpha + \beta X_i$$

Logo, a variável dependente na equação de regressão é o logaritmo das chances de uma determinada escolha (PINDYCK, 2004; MADDALA, 1992). A vantagem do modelo *Logit* é que ele transforma o problema de prever a probabilidade dentro de um intervalo (0,1) na possibilidade de antever a chance de um evento ocorrer dentro do âmbito da linha real. Assim, no modelo *Logit* (PERMAN et al, 2003), para uma resposta *não*, tem-se :

$$\text{Pr}(no) = e^{-z} / (1 + e^{-z})$$

E para uma resposta *sim* :

$$\text{Pr}(yes) = 1 / (1 + e^{-z})$$

Onde $z = f(x)$ é uma função linear das variáveis que determinam as respostas *sim* ou *não*.

3.1.1.1 Metodologia utilizada na Aplicação do Método de Valoração Contingente para a preservação da represa Dal Bó.

Para execução da pesquisa utilizou-se um questionário onde se construiu um cenário hipotético, evidenciando a importância da Represa Dal Bó para o abastecimento de água do município de Caxias do Sul. Algumas variáveis socioeconômicas também foram inseridas para traçar um perfil dos entrevistados como escolaridade, renda, bairro onde reside e sexo. O passo seguinte foi perguntar se o entrevistado conhecia⁹ a represa. Em caso afirmativo, perguntava-se se o mesmo utiliza¹⁰ a represa para lazer. Independente de conhecer ou não a represa, o entrevistado recebia informações da importância/utilidade da Represa Dal Bó.

O formato das respostas em relação à DAP é o do referendo quando o entrevistado respondeu se ele aceita ou rejeita contribuir financeiramente para a melhoria (preservação) na represa. Se a resposta for “sim”, usou-se uma derivação, o método *bidding game* (MOTTA, 1998), onde foi oferecido ao entrevistado um conjunto de três valores para uma negociação. Fez-se ainda uma tentativa de obter respostas pelo método *open-ended*, ou seja, quando o entrevistado estava disposto a colaborar, se perguntava de quanto seria este valor, mas poucos (11 questionários) souberam informar um valor e optou-se por enquadrar as respostas positivas dentro dos intervalos propostos.

Destaca-se que o método do *referendo* é o mais indicado pelo *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) órgão norte-americano responsável pela regulação na área de recursos naturais. O NOAA recomenda ainda, dentro das diretrizes propostas para o uso do MVC, o uso da DAP ao invés da DAA (BATEMAN, 1995).

Os valores escolhidos levaram em consideração valores já utilizados em outras experiências por cobrança do uso da água no Brasil¹¹. Portanto, os intervalos

⁹ Denominou-se esta variável como “conhecimento”.

¹⁰ Denominou-se esta variável como “utiliza”.

¹¹ Ver caso do Vale do Paraíba, SP, disponível em www.ana.gov.br. Projeto St Água (Sistema de Tarifação da Água, de Oscar F.O. Balarine, PUC-RS) , no Rio Grande do Sul.

eram respectivamente: (1) De R\$ 1 a R\$ 2 por mês; (2) De R\$ 2 a R\$ 4 por mês; (3) mais de R\$ 4 por mês¹².

A forma de cobrança ou o instrumento de pagamento é uma questão importante na construção do cenário hipotético e precisa ser bem escolhida (PERMAN et al, 2003). Para facilitar a cobrança da contribuição foi proposto que os valores fossem debitados diretamente com outro serviço como água ou energia elétrica. No entanto, desde o início foi salientado que se tratava de um exercício acadêmico sem ligação com qualquer empresa ou poder público numa tentativa de evitar contaminação de informações.

Sendo assim, foram aplicados 250 questionários¹³ para medir a disposição a pagar da população de Caxias do Sul pela preservação da Represa Dal Bó, dada sua importância na oferta total de recursos hídricos no Município.

Como se utilizou o método de *referendo* e *obidding game* como formato de respostas, a técnica econométrica para fazer sua análise é o Modelo Econométrico de Escolha Probabilística (modelos multinomiais), onde os dados devem ser multinomialmente distribuídos. Esses modelos têm origem no sistema de Probabilidade de Escolha (PCS) e a estimação dos mesmos deve ser realizada por máximo-verossimilhança (CAMERON & RUPPERT, 1991; MOTTA, 1998).

Dessa forma, a disposição a pagar para preservação da represa Dal Bó tem a seguinte equação:

$$Dap = \alpha + \beta x_1 + \beta x_2 + \beta x_3 + \beta x_4 + \beta x_5$$

Onde $\alpha = \text{constante}$

$x_1 = \text{escolaridade}$

$x_2 = \text{idade}$

$x_3 = \text{conhece a represa}$

$x_4 = \text{bairro onde reside}$

¹² Chegou-se a utilizar uma quarta alternativa onde o valor podia ser sugerido pelo entrevistado, mas o número de entrevistados que se dispuseram a fornecer um valor pelo método *open-ended* onde não há alternativas e o entrevistado fornece um valor qualquer foi muito pequeno inviabilizando uma análise relevante. Por isso, estes questionários foram incluídos na pesquisa e computados na alternativa “mais de R\$4,00”.

¹³ A amostra de 250 questionários representa a população de Caxias do Sul em 2008 (382.400 hab), com erro de 6,07% e intervalo de confiança de 95%, e ainda estratificada por sexo, idade e renda.

x_5 = utiliza (para lazer)

No total, foram elaborados 4 modelos *Logit* em que todos tinham uma variável dependente binária (*dummy*); no primeiro, a variável dependente era se aceita (1) ou não (0) pagar por uma melhoria (preservação) da Represa Dal Bó. Os demais modelos *Logit* tiveram os intervalos de valores predeterminados como variáveis dependentes *dummy*, com (0) para *não aceita o valor proposto*, e (1) *aceita*, utilizando como amostra aqueles que responderam “sim” a disposição a pagar.

3.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Do total da amostra de 250 questionários, 51,1% são do sexo feminino e 48,8% do sexo masculino.

Em relação à idade, a amostra distribuiu-se da seguinte forma:

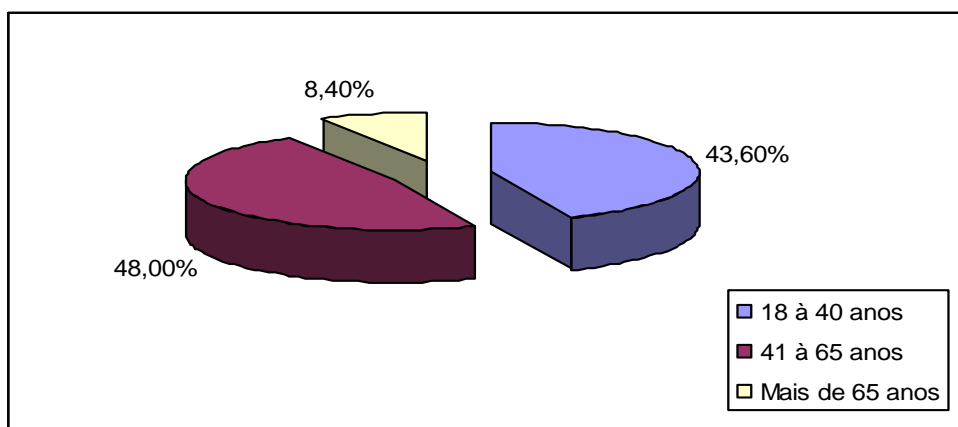


Figura 4 - Distribuição das Idades dos Entrevistados

Fonte: Elaborada pela autora com base no output do programa SPSS

A amostra foi estratificada de tal forma que representasse a população de Caxias do Sul. Portanto, uma amostra estratificada por sexo, idade e renda, usando os dados do Censo Demográfico realizado em 2000 pelo Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia.

Na variável escolaridade, tem-se que 39,2% do total de entrevistados, possuem o ensino médio completo e, no outro extremo, tem-se que 17,6% são

analfabetos ou possuem ensino fundamental incompleto. Apenas 22,4% dos entrevistados possuem ensino superior completo.

Já em relação à variável renda, foram criados quatro intervalos de valores (valores de 2008), conforme divisão de classes sociais sugerida pela Fundação Getulio Vargas (disponível em www.fgv.br). Na figura 5, é possível visualizar a distribuição da renda entre os entrevistados.

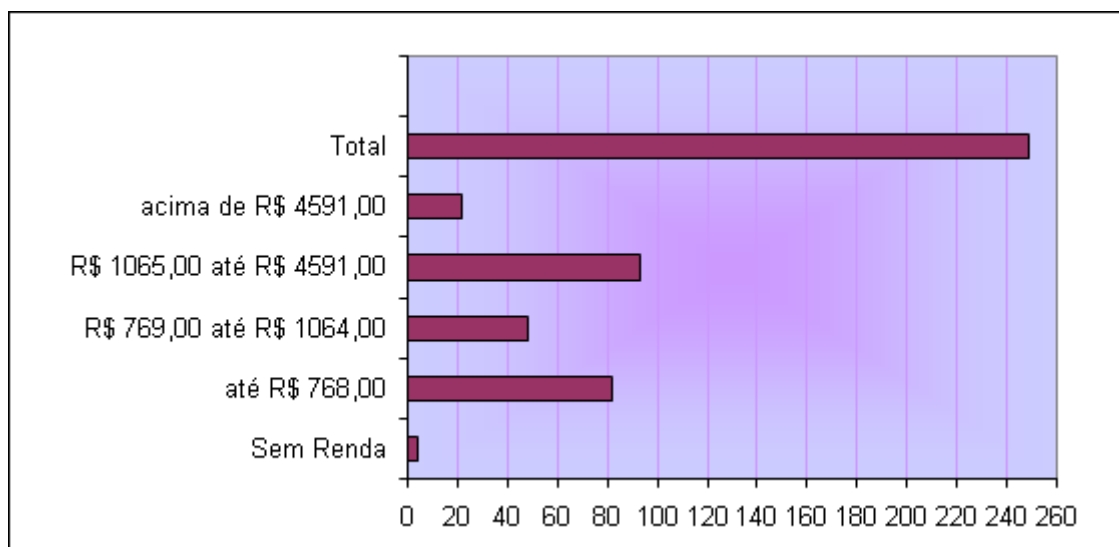


Figura 5 – Renda Mensal dos Entrevistados

Fonte: Elaborada pela autora a partir do output do Programa SPSS

Observa-se, a partir da Figura 5, que duas faixas de renda concentram a maior parte dos entrevistados. Ou seja, os que recebem até R\$ 768,00, que são 32,9% e os que recebem entre R\$ 1.065,00 e R\$ 4.591,00\$ e que representam 37,3%. O sistema considerou um questionário como inválido, portanto, para a análise da renda foram considerados 249 questionários.

O questionário perguntava ainda o bairro em que o entrevistado morava, uma vez que uma das hipóteses era a de que quanto mais próximo da Represa, maior a disposição a pagar do entrevistado. Em relação a esta variável, a amostra ficou bem espaçada geograficamente, tanto que se registraram 66 bairros, sendo que o de maior frequência representa 10% das respostas (centro). Os demais ficaram entre 0,4 e 4,8% das respostas. Por isso, optou-se por traçar um raio de 2km da represa e enquadrar os bairros entre aqueles que estão dentro e fora do raio para minimizar os problemas de distorção no modelo econométrico.

Em relação ao questionamento referente diretamente à Represa no sentido de identificar se os entrevistados conheciam o objeto da pesquisa, a Represa, e se a

utilizavam para lazer, percebeu-se as seguintes respostas: 72,4% dos entrevistados conhecem a Represa e, destes, 67,4% estariam dispostos a contribuir financeiramente para a preservação da Dal Bó. No entanto, apenas 12,8% do total de entrevistados (250) utilizam a Represa para momentos de lazer e, destes, 71,8% também responderam “sim” para a contribuição.

Dos 250 questionários aplicados, 87 disseram não estar dispostos a contribuir financeiramente para preservação da Represa Dal Bó. Portanto, um percentual de 34,8% (Tabela 1).

Pelo método de *Bidding Game*, dos entrevistados que disseram “sim” à contribuição financeira e negociaram um valor, a distribuição das respostas, por intervalos de valores, dispõe-se da seguinte forma:

Tabela 1- DAP média, pelo método de Referendo e *Bidding Game* associados

Intervalos	Percentual das respostas
Não contribui	34,8%
De R\$1 a R\$ 2,00	18,4%
De R\$ 2 a R\$ 4,00	18,4%
Mais de R\$ 4,00	28,4%
Total	100,00%

Fonte: Elaborada pela autora, a partir do *output* do programa SPSS

Formulou-se algumas hipóteses para comprovar a disposição a pagar dos entrevistados, a saber:

- a) Quanto maior a renda, maior a disposição a pagar;
- b) Quanto maior a escolaridade, maior a disposição a pagar;
- c) Quanto maior a idade, menor a disposição a pagar;
- d) Quanto mais perto da represa o entrevistado morar, maior sua disposição a pagar;
- e) Se o entrevistado conhece a represa, maior deverá ser sua disposição a pagar;
- f) Se o entrevistado utiliza a represa para lazer, maior deverá ser sua disposição a pagar.

No primeiro modelo *Logit*, no qual a variável dependente é a disposição a pagar, através de uma *dummy*: 0 (sim) e 1 (não), tem-se os seguintes resultados:

Tabela 2 - Resultados do Modelo *Logit* 1

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
SEXO	0.374205	0.289668	1.291.842	0.1964
RENDA	-0.192552	0.174464	-1.103.679	0.2697
UTILIZA	0.122594	0.442588	0.276995	0.7818
IDADE	0.018049	0.010191	1.771.024	0.0766
ESCOLARIDADE	0.457279	0.178002	2.568.947	0.0102
CONHECIMENTO	0.500859	0.326299	1.534.969	0.1248
BAIRRO	-0.001095	0.006944	-0.157701	0.8747
C	-3.618.599	1.184.233	-3.055.649	0.0022

Fonte: Elaborada pela autora a partir do *Output* do Programa Estatístico E-Views (ver anexo B)

Para os modelos *Logit*, a interpretação dos coeficientes é complexa, pois os coeficientes estimados a partir de um modelo binário não podem ser interpretados como o efeito marginal sobre a variável dependente. Então, o sinal do coeficiente indica a direção do efeito, sendo que coeficientes positivos aumentam a chance de que a hipótese proposta pelo método seja aceita e coeficientes negativos a diminuam.

No modelo *Logit* 1 apurou-se que somente as variáveis *idade* e *escolaridade* apresentam nível de significância abaixo de 0,10. Então, as hipóteses propostas para essas variáveis se mostram significativas. As demais variáveis estão acima de 0,20 indicando baixa probabilidade de explicarem a disposição a pagar dos indivíduos. No entanto, a renda e o bairro se apresentam com sinais negativos. Para a renda, a interpretação seria a de que quanto maior a renda, menor a disposição a pagar. Embora, o nível de significância desta variável tenha sido de apenas 0,26, cabe uma ressalva nesta variável. Durante a aplicação dos questionários pôde-se comprovar este efeito: as pessoas com maior renda entendiam já pagar por impostos e taxas em excesso e argumentavam ser uma obrigação do governo municipal a tarefa de preservação da represa. Portanto, não estão dispostas a pagar por uma melhora na qualidade do recurso hídrico. Aqui também pode estar desenhado um dos vieses possíveis do MVC, o viés estratégico (GREEN et al, 1998;

MOTTA, 1998) que está relacionado com a percepção que o indivíduo tem sobre o pagamento do bem ou serviço.

Com relação à variável *bairro* cabe destacar as duas formas de utilização desta informação. Como citado anteriormente, agruparam-se os bairros em dois conjuntos: aqueles que se encontram dentro de um raio de 2km e que têm a Represa como o centro, e aqueles que estão fora deste raio. Tal medida visava comprovar a hipótese da proximidade com a Represa influenciar as decisões dos indivíduos. Testou-se então o modelo com a variável *bairro* aberta e com ela agrupada como uma *dummy*, mas em nenhum dos casos obteve-se parâmetros com algum nível de significância para comprovar a hipótese inicial.

Na pesquisa, ainda foi perguntado àqueles que responderam “sim” à possível contribuição para preservação da represa Dal Bó, qual seria o valor que eles estariam dispostos a pagar. Dados os problemas com o método *open-ended*, ou aberto, optou-se por oferecer três intervalos de valores, conforme já citado anteriormente.

Para o tratamento desses dados, depois de testar vários modelos econométricos, a escolha recaiu também sobre o modelo *Logit*. Para cada intervalo, utilizou-se um modelo *Logit* tendo o referido intervalo como variável dependente binária ou *dummy* e uma população de 163 questionários, ou seja, o tamanho da amostra que está disposta a contribuir financeiramente com um dos valores propostos. Destes, 28,2% responderam que pagariam um valor entre R\$1 e R\$ 2,00; outros 28,2% pagariam entre R\$ 2,00 e R\$ 4,00 e, por fim, 43,6% pagariam um valor superior a R\$ 4,00.

Para o primeiro intervalo de valor oferecido (R\$1 a R\$2,00 mensais), a Tabela 3 apresenta os resultados encontrados.

Tabela 3 - Resultados do Modelo *Logit* 2

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO	-0.050783	0.015237	-3332750	0.0009
ESCOLARIDADE	-0.176253	0.226508	-0.778132	0.4365
CONHECIMENTO	-0.702866	0.454439	-1546665	0.1219
IDADE	0.007533	0.013801	0.545846	0.5852
RENDA	-0.167854	0.219822	-0.763590	0.4451
SEXO	-0.053264	0.381330	-0.139680	0.8889
UTILIZA	-0.567569	0.637360	-0.890499	0.3732
C	1123077	0.986414	1138545	0.2549

Fonte: Elaborada pela autora a partir do *Output* do Programa Estatístico E-Views (ver anexo C)

É preciso salientar que o nível de significância das variáveis foi muito baixo, ou seja, à exceção da variável bairro, todas as demais não foram significativas à 5%. A variável *conhecimento* ficou com 0,1219, muito próximo do nível de significância de 10%, que ainda seria aceitável, portanto exerce certa influência na relação com a variável dependente.

No entanto, quando analisamos os coeficientes da equação acima, à exceção da *idade*, todos os demais são negativos, indicando fraca probabilidade para explicar a variável dependente, inclusive com sinais opostos ao encontrado no primeiro modelo quando do teste da DAP. Pela equação, quanto maior a escolaridade, menor a disposição a pagar o valor proposto. A mesma interpretação se transfere para *conhecimento* e *utiliza*, significando que o fato das pessoas conhecerem a Represa ou a utilizarem não é suficiente para interferir na disponibilidade de pagar por sua preservação.

O terceiro modelo *Logit* foi para processar o segundo valor proposto, o intervalo entre R\$ 2,00 e R\$ 4,00 mensais, e os resultados estão na tabela abaixo:

Tabela 4 - Resultados do Modelo Logit 3

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO	-0.001436	0.012121	-0.118441	0.9057
CONHECIMENTO	-0.202584	0.435080	-0.465624	0.6415
ESCOLARIDADE	-0.088943	0.211164	-0.421202	0.6736
IDADE	0.000568	0.012996	0.043713	0.9651
RENDA	0.092881	0.200497	0.463255	0.6432
SEXO	-0.030593	0.356259	-0.085873	0.9316
UTILIZA	-0.394392	0.560691	-0.703404	0.4818
C	-0.656016	0.926579	-0.707997	0.4789

Fonte: Elaborada pela autora a partir do *Output* do Programa Estatístico E-Views (ver anexo D)

Neste modelo, a contribuição dos sinais negativos também é significativa, apenas *idade* e *renda* possuem coeficiente positivos indicando sua probabilidade de contribuição para explicar a escolha pelo segundo intervalo.

Outro problema encontrado neste modelo diz respeito ao nível de significância das variáveis: nenhuma delas ficou no intervalo de confiança de 95%. Por conta disso, vários modelos foram testados, bem como as duas formas de apresentar a variável *bairro* foi testada. Entretanto, os resultados não foram significantes.

Por último, os resultados dos entrevistados que disseram estar dispostos a pagar mais de R\$4,00 por mês para preservar a Represa Dal Bó, são estes:

Tabela 5 - Resultados do Modelo Logit 4

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO	0.038430	0.012065	3.185.263	0.0014
CONHECIMENTO	0.786864	0.450348	1.747.236	0.0806
ESCOLARIDADE	0.224608	0.203285	1.104.890	0.2692
IDADE	-0.009326	0.012739	-0.732040	0.4641
RENDA	0.082740	0.191990	0.430958	0.6665
SEXO	0.069541	0.343807	0.202266	0.8397
UTILIZA	0.663327	0.506488	1.309.662	0.1903
C	-2.202.384	0.902480	-2.440.370	0.0147

Fonte: Elaborada pela autora a partir do *Output* do Programa Estatístico E-Views (ver anexo E)

Neste modelo, as variáveis *bairro* e *conhecimento* são significativas a 5 e 10%, respectivamente. Além disso, os coeficientes positivos indicam a direção do efeito evidenciando que a proximidade entre bairro e represa tem influência e que as pessoas que conhecem a Represa tendem a pagar mais que os outros indivíduos.

Embora o nível de significância tenha ficado baixo, ou seja, fora do nível de confiança de 90%, destaca-se a variável *utiliza*. Foi o melhor resultado para esta variável de todos os exercícios realizados até aqui. Com o coeficiente positivo e o nível de significância de 0,19, há um indicativo de que as pessoas que utilizam a Represa para lazer estão dispostas a pagar valores mais altos por sua preservação.

Para cada modelo *Logit* foi calculada a probabilidade associada, calculada através da seguinte fórmula:

$$\Lambda(x \cdot \beta) = \frac{e^{x \cdot \beta}}{1 + e^{x \cdot \beta}} \quad (3.5)$$

Então, para cada modelo *Logit* proposto tem-se a seguinte probabilidade:

Tabela 6 - Probabilidades Associadas aos Modelos *Logit*.

Modelo	Probabilidade
1	0,85
2	0,32
3	Nula
4	0,69

Fonte: Calculada e elaborada pela autora

No modelo 3, onde o intervalo de valor proposto foi o de R\$ 2,00 a 4,00, não há probabilidade associada uma vez que nenhum resultado foi significativo a, no mínimo, 10%.

Os demais modelos mostraram probabilidades altas: no primeiro, com o índice de 0,85, conclui-se que existe boa aceitação por uma eventual cobrança de taxa/contribuição por uma melhoria, pois a variável dependente aqui é “aceita” ou “não aceita” pagar, sem envolver valores monetários.

Dos modelos que envolvem valores monetários, o que apresenta melhor probabilidade é o número 4. Neste modelo, o valor monetário proposto é acima de R\$ 4,00/mês.

Cabem algumas considerações acerca dos testes relativos aos quatro modelos. O teste McFadden R^2 , que corresponde ao R^2 é baixo em todos os quatro modelos, muito próximo a zero, quando o ideal seria mais próximo de 1, para indicar

a correlação entre as variáveis. Já o resultado do teste LR, que testa a hipótese de todos os coeficientes, exceto a constante, serem iguais a zero pode ser analisado pelos resultados do Probability (LRStat), que indica o p-valor dos testes. Nos modelos 1, 2 e 4, os resultados encontrados do LRstat são significantes, enquanto no modelo 3, o seu elevado valor denota a falta de significância.

Ao analisar os resultados dos modelos, infere-se que vários vieses, amplamente difundidos pela literatura específica (MOTTA, 1998; BATEMAN et al, 1995; PERMAN et al, 2003; VENKATACHALAM, 2004; GREEN et al, 1998; TIETENBERG, 2003), podem ter ocorrido nesta pesquisa e influenciado os resultados. O viés do entrevistador é um deles, uma vez que foram 250 questionários aplicados por um grupo de pessoas, que embora, tivessem sido treinadas para isso, podem ter influenciado as decisões dos entrevistados. O mais comum nesses casos é o entrevistador dar excessiva importância para o objeto em questão (MOTTA, 1998; GREEN et al, 1998; VENKATACHALAM, 2004), ou ainda sua postura, seu jeito de vestir, de alguma forma constranger o entrevistado, fazendo com que o mesmo diga *sim* ao pagamento e escolha um valor alto.

Outro viés comum é o do *free-rider* (MOTTA, 1998; BATEMAN et al, 1995), ou o carona, aquele que tem uma DAP pequena porque entende que outros já se dispuseram a contribuir com valores maiores e assim ele pode usufruir do mesmo objeto sem pagar mais por isso e, em alguns casos, sua DAP é negativa, portanto ele pode dizer “não” a uma possível contribuição financeira.

Por último, como se trata de um mercado hipotético, os indivíduos podem estar contaminados a ponto de oferecerem valores altos demais, na maioria das vezes, principalmente em respostas pelo formato *open-ended*, ou então oferecer valores baixos, por se tratar de um simples exercício. Isto pode ter acontecido no exercício proposto por este ensaio, pois o modelo que apresenta o maior valor monetário como variável dependente foi o que apresentou maior probabilidade de aceitação. Como as respostas dos onze entrevistados que responderam no formato “*open-ended*” foram devidamente enquadradas nos intervalos do formato “*bidding game*”, é possível que aqui se tenha um viés.

Alguns pesquisadores (CARSON, 1998; CAMERON & HUPPERT, 1991; VENKATACHALAM, 2004; TIETENBERG, 2003) salientam que é justamente a facilidade para criar um mercado hipotético que faz com que o MVC seja atraente, mas ressaltam as limitações do método, na opinião de Carson (1998) muito mais

decorrentes de erros na aplicação (por ser empírico) do que propriamente pelo método.

De qualquer forma, o método vem sendo cada vez mais utilizado para revelar as preferências dos indivíduos, sobretudo, nos países em desenvolvimento, onde seu uso é bastante comum em projetos de infraestrutura como abastecimento de água e saneamento (VENKATACHALAM, 2004).

3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O MVC, apesar de polêmico, tem sido alvo de inúmeros artigos científicos que evidenciam os resultados de suas aplicações. Através de cenários hipotéticos, o MVC procura revelar as preferências dos indivíduos por sua disposição a pagar ou a aceitar uma melhora/piora numa determinada situação.

No intuito de analisar o referido método, buscou-se uma aplicação prática para a Represa Dal Bó, situada no município de Caxias do Sul. Tal decisão se justifica porque o referido município possui problemas na demanda e na oferta de recursos hídricos. A demanda é formada pelo consumo humano, mas também por um setor industrial forte e com alto potencial poluidor, além dos demais setores. Já a oferta é realizada por cinco bacias de captação, principalmente, de água da chuva, pois os principais mananciais estão situados geograficamente abaixo de Caxias do Sul.

Portanto, escolheu-se a Represa Dal Bó, uma dessas cinco bacias de captação para ser o objeto de aplicação do MVC. Através de questionários, buscou-se evidenciar a disposição a pagar pela preservação desta Represa, ou seja, por uma melhora na qualidade e na quantidade de água a ser recebida por essa população. A DAP, então, é uma aproximação da revelação das preferências dos entrevistados de tal forma a perceber o grau de importância atribuído ao objeto de estudo.

Foram usados dois métodos de MVC: o referendo, onde é perguntado se as pessoas estariam dispostas a contribuir financeiramente para a preservação da Represa Dal Bó (resposta dicotômica sim/não) e o *bidding game*, que foi aplicado

para aqueles que disseram “sim” à primeira pergunta. A estes entrevistados foram oferecidos três intervalos de valores para sua escolha.

Ao processar os dados, têm-se que dos 250 questionários aplicados, 87 disseram não estar dispostos a contribuir, e 163 disseram estar dispostos. Destes 163 entrevistados, 28,2% pagariam um valor entre R\$ 1 e R\$ 2 reais mensais; outros 28,2% pagariam entre R\$ 2 e R\$ 4 reais mensais e 43,6%, portanto, a maioria, pagaria um valor maior do que R\$ 4 reais mensais.

Para um tratamento dos dados usou-se quatro regressões pelo modelo *Logit*: uma para verificar a probabilidade da DAP; uma segunda para testar o primeiro valor oferecido (R\$ 1 a R\$ 2 reais/mês); uma terceira para testar o segundo valor (R\$ 2 a R\$ 4 reais/mês); e, por último, para testar o terceiro valor (mais de R\$ 4 reais/mês).

Os resultados econométricos mostram algumas distorções, bem como algumas variáveis com baixos níveis de confiança para explicar a variável dependente, sugerindo que alguns vieses do método podem ter ocorrido na pesquisa, tais como; viés do entrevistador e viés estratégico, além do fato de que se trata de um mercado hipotético e, por isso, as preferências reveladas não são confiáveis.

As conclusões obtidas neste ensaio indicam que o tema está longe de ser esgotado, quer por limitações do método proposto, quer por desconhecimento dos indivíduos acerca da importância da Represa para o município de Caxias do Sul. Algumas ressalvas dos entrevistados não formalizadas nos questionários, mas de certa forma referendadas pelos resultados estatísticos, dão conta de que se para melhorias na qualidade e até mesmo na quantidade a ser oferecida de água para a população, através da Represa Dal Bó, for necessário uma nova taxa/imposto/contribuição, será uma tarefa difícil, pois muitos entrevistados entendem ser uma função do governo, com recursos financeiros oriundos da carga tributária já desembolsada.

De qualquer forma, o método busca revelar as preferências dos indivíduos por um determinado bem ou serviço. Embora esta premissa seja axioma da teoria econômica, a crítica está justamente no fato de que, por não possuir mercados reais para a maior parte dos bens e serviços ambientais, os indivíduos não revelam sua real preferência, distorcendo as respostas e levando à formulação de soluções e até de políticas públicas errôneas e de eficácia duvidosa.

4. UMA APLICAÇÃO DA ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE PARA MINIMIZAR OS IMPACTOS DA POLUIÇÃO NO RIO TAQUARI-ANTAS PELO SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL

Dentre as discussões sobre meio ambiente, um dos pontos mais controversos tem sido o da valoração econômica. Isto porque encontrar o valor econômico ou o preço de um bem ambiental é uma tarefa complexa e, na maioria dos casos, isso se deve à falta de um mercado real para usar-se como referência. Os métodos usualmente utilizados se servem de mercados hipotéticos e acabam valorando as preferências individuais por determinado bem através da disposição a pagar por um bem ou serviço ambiental, ou ainda a disposição a aceitar determinada situação.

Uma das alternativas adotadas e que tem encontrado espaço na literatura a respeito do tema trata-se da “Análise Custo-Efetividade” (ACE). Nas situações em que a externalidade negativa é o parâmetro para valoração econômica é possível inverter o pensamento vigente de que se devem internalizar os custos e aplicar o Princípio do Poluidor Pagador¹⁴.

Portanto, este ensaio tem como objetivo analisar o método ACE no contexto do Princípio do Usuário Pagador, como uma alternativa de valoração econômica dos recursos naturais, realizando um exercício de aplicação para o município de Caxias do Sul com objetivo de encontrar curvas de custos que incitem os setores econômicos a minimizar as externalidades causadas ao meio ambiente.

Para tanto, através de uma pesquisa bibliográfica e uma consulta aos órgãos ambientais competentes, é estimada a geração de dejetos do setor industrial de Caxias do Sul, em especial utilizando-se de parâmetros como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) para poluição de origem orgânica, bem como as técnicas para tratamento e seus respectivos custos de implantação e manutenção. De posse dessas informações será possível encontrar as curvas de custos do setor industrial. E a partir dessas curvas é possível construir uma tarifa incitativa a ser cobrada desses agentes induzindo-os à realização do tratamento de resíduos.

¹⁴ Que significa dizer que quem polui deve pagar por suas consequências.

Com os resultados espera-se poder provar que a ACE é uma alternativa viável para valoração dos recursos naturais, uma vez que busca o menor custo para alcançar objetivos previamente estabelecidos, sem necessariamente precificar diretamente o recurso natural. O método ACE, portanto, utilizado na tentativa de minimizar os impactos da poluição hídrica poderá ser uma alternativa à simples precificação do bem ambiental em questão: a água.

4.1 ALGUMAS CONSIDERAÇÕES SOBRE O RIO TAQUARI-ANTAS E SUA RELAÇÃO COM O MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL

O Rio Taquari-Antas forma uma bacia hidrográfica de mesmo nome que se situa na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, com uma área de 26.428 km², equivalente a 9% do território estadual. A bacia é formada por 119 municípios, que possuem, no mínimo, parte de seus territórios dentro desta. Limita-se ao Norte com a bacia do rio Pelotas, a Oeste e ao Sul com a bacia do rio Jacuí e a Leste com as bacias dos Rios Caí e Sinos. Trata-se do principal afluente do rio Jacuí, maior formador do Lago Guaíba (FEPAM, 2009). Assim, o rio Taquari nasce no extremo leste do Planalto dos Campos Gerais, com a denominação de rio das Antas, até a confluência com o rio Carreiro, nas imediações do rio São Valentim do Sul, a partir de então, chama-se rio Taquari, desembocando no rio Jacuí, junto à cidade de Triunfo.

Dada a magnitude desta bacia têm-se características físicas e antrópicas diferenciadas. É possível encontrar zonas com alto índice de industrialização, áreas de predomínio agrícola, zonas intensamente urbanizadas e riscos de ocorrência de enchentes.

Do ponto de vista econômico, a bacia do rio Taquari-Antas concentra 24% do PIB estadual (FEE, 2006) com forte base na indústria. Por outro lado, encontram-se diferenças significativas no Índice de Desenvolvimento Social. Em termos de população, em torno de 16% do total do estado residem nos municípios que compõem a bacia apresentando elevado grau de urbanização com uma densidade demográfica de 40hab/km² e por uma taxa de crescimento populacional próxima à média do Estado.



Figura 6 – Mapa Político da Bacia do Taquari-Antas

Fonte: Comitê Taquari Antas, disponível em www.comitetaquariantas.com.br

As nascentes do rio Taquari-Antas estão nos municípios de Cambará do Sul, Bom Jesus e São José dos Ausentes, numa região de baixa densidade populacional, onde predomina a criação extensiva de gado. No entanto, a paisagem se modifica perto da cidade de Antônio Prado, com predomínio da pequena propriedade com uso intensivo e densidade populacional mais elevada. Já no próximo trecho, situado entre Antônio Prado e Veranópolis, concentram-se 50% da população e 57% das indústrias da bacia. No uso agrícola destaca-se o plantio de milho e soja, além do arroz nas partes mais planas, ao sul da bacia (FEPAM, 2009).

A estrutura industrial na região inicia com a chegada de imigrantes ainda no final do século XIX, sobretudo na parte do rio das Antas. No Século XX, os pequenos artesãos, aos poucos, transformam suas oficinas em manufaturas intensificando o processo de industrialização. Aos poucos, a região monta um significativo polo industrial, sobretudo nos setores metalmeccânico, moveleiro e no setor de alimentos e bebidas com alta concentração em Caxias do Sul.

Em relação ao uso da água, destacam-se o abastecimento público, o abastecimento industrial, a irrigação, a dessedentação de animais, navegação comercial, a recreação, a pesca comercial e a geração de energia elétrica. Como

principais usos consuntivos¹⁵ têm-se, por ordem de importância: irrigação (concentrada no primeiro trimestre do ano), abastecimento público doméstico a partir de águas superficiais e subterrâneas, e dessedentação de animais (FEPAM, 2009).

O abastecimento público fica a cargo da Companhia Rio-grandense de Saneamento, a CORSAN, na maior parte da bacia, à exceção daqueles municípios onde este serviço é municipalizado como em Caxias do Sul. Já o abastecimento industrial tem como objetivo atender à demanda das indústrias para refrigeração, lavagem, enxaguadura e, em alguns casos, para beneficiamento de alguns produtos.

Os corpos de água, ou os rios e arroios da bacia, servem também como receptor e via de transportes de efluentes das mais variadas origens. Dentre estes, incluem-se os despejos domésticos, na maior parte dos casos sem tratamento, os despejos industriais, as águas pluviais de drenagem urbana, as lixívias de depósitos de resíduos sólidos e as águas de drenagem rural, incluindo lavouras, plantios diversos e criação de animais (FEPAM, 2009).

Caxias do Sul é o maior município da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas em função do tamanho da população, destacando-se, portanto, na geração de carga orgânica, medida pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com mais de 400.000 habitantes e um PIB, em 2007, de R\$ 9.811.991 bilhões (FEE), do qual o setor industrial é responsável por cerca de 40%.

O setor industrial de Caxias do Sul, em números de 2006, fornecidos pela Secretaria Municipal da Fazenda¹⁶, é formado por mais de 5700 empresas que empregam mais de 67 mil trabalhadores. Os setores mais representativos, em número de estabelecimentos são metalúrgico (22,23%), mecânico (11,24%), produtos alimentares e bebidas (11,38%) e moveleiro (9,52%). Em média, a participação do setor secundário no valor adicionado fiscal do município é de 60%.

Em relação ao abastecimento de água no município de Caxias do Sul, este é realizado pelo Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAEE). Segundo este órgão, o setor industrial é responsável por cerca de 23% da demanda de água. Registra-se que o abastecimento de água, principalmente na zona urbana, se dá através de cinco bacias de captação. No entanto, o despejo de efluentes ocorre via

¹⁵ Referem-se aos usos que retiram a água de sua fonte natural diminuindo suas disponibilidades quantitativas, espacial e temporalmente.

¹⁶ Com base em dados do Ministério do Trabalho(RAIS/CAGED), através de pesquisa específica sob demanda da autora.

córregos ou microbacias urbanas que, por fim, possuem interligação com o rio Taquari-Antas.

4.1.1 A contribuição dos setores industriais de Caxias do Sul para a poluição no Rio Taquari-Antas

Em 2001, um estudo da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) identificou 510 indústrias em Caxias do Sul com uma vazão de efluentes lançados de 10.021 m³/dia. Estas indústrias estão monitoradas por um sistema denominado Sistema de Automonitoramento – SISAUTO, no qual a FEPAM realiza o acompanhamento para fins de licenciamento e fiscalização.

Tabela 7 - Distribuição das Cargas de DBO₅, DQO, Cromo, Ferro e Níquel, em t/ano, em Caxias do Sul, em 2001¹⁷.

Parâmetro	Tonelada/ano		Redução* (%)
	Carga bruta	Carga lançada	
DBO ₅	3.336	226	93
DQO	6.955	690	90
CROMO	27	1,91	93
FERRO	14	2,17	85
NÍQUEL	9,14	0,82	91

Obs: carga bruta diz respeito à carga total gerada e, a carga lançada àquele montante Residual do processo de tratamento que retorna ao corpo d'água. A redução é o percentual de eficiência de redução da carga bruta.

Fonte Bruta dos dados: FEPAM, 2001.

Fonte: Elaborada pela autora

A poluição de origem orgânica é avaliada por parâmetros que demonstram a depuração da carga através do consumo de oxigênio dissolvido – DBO e DQO. Já a poluição de origem inorgânica é medida pelos metais pesados, neste ensaio, representados por cromo, ferro e níquel (FEPAM, 2001; VON SPERLING, 2005).

De acordo com a Tabela 7, a maior geração de carga bruta foi medida pela DQO. Entretanto, as maiores reduções possíveis, ou a maior eficiência em termos

¹⁷ DBO₅/DQO – retratam, de uma forma indireta, o teor de matéria orgânica nos esgotos ou no corpo d'água, sendo, portanto, uma indicação do potencial do consumo do oxigênio dissolvido. Efluentes orgânicos são gerados por indústrias do setor de alimentos, como conservas vegetais, por curtumes, matadouros, abatedouros de aves e vinícolas (VON SPERLING, 2005; FEPAM, 2001).

percentuais, acontecem com a carga orgânica, medida pelo parâmetro DBO_5 ,¹⁸ e com o cromo.

O município está entre os maiores geradores de efluentes do Estado e se destaca na geração de resíduo à base de níquel, ocupando a segunda posição no ranking do Estado. Por outro lado, os percentuais de redução destas cargas brutas, através de tecnologias de tratamento também são altos. À exceção do ferro, com 85%, todos os demais são reduzidos com percentuais acima de 90%.

Considerando como unidade a bacia hidrográfica da carga bruta apurada de resíduos orgânicos parametrizados pela DBO na Bacia do rio Taquari-Antas, Caxias do Sul é responsável por 14% da carga bruta gerada e, da carga lançada, por 11,20%. No parâmetro DQO, estes percentuais são, respectivamente, 12,82% e 8,64%.

As empresas situadas no trecho do rio das Antas respondem pela geração de 4.778 ton/ano de DBO_5 , deste total são lançadas em torno de 693 ton/ano no Rio e apenas 82% dos estabelecimentos estão monitorados pelo SISAUTO¹⁹. No trecho do rio Taquari são 19.023 ton/ano produzidas e 1324 ton/ano lançadas e, neste trecho, o SISAUTO abrange 86% dos estabelecimentos (FEPAM, 2001; p.40 e p. 50). Se o parâmetro for a DQO, no trecho Antas, a carga lançada de matéria orgânica é de 4.609 ton/ano, de uma produção total de 15.217 ton/ano, e, no trecho Taquari, de uma geração de 39.030 ton/ano, 3.377 ton/ano são despejadas. O SISAUTO controla 85% das indústrias localizadas no trecho Antas e 88% das que se encontram no trecho Taquari.

Por outro lado, em relação ao cromo, ferro e níquel, o lançamento de efluentes é pequeno e não chega a uma tonelada/ano para cada um dos metais no trecho Antas, enquanto no trecho Taquari chega a duas toneladas/ano para cromo e ferro e menos de uma tonelada/ano para níquel. Cerca de 80% dos estabelecimentos²⁰ que produzem estes resíduos estão sob controle do SISAUTO.

No ranking de cem indústrias com maior potencial poluidor hídrico situadas na região hidrográfica do Guaíba que engloba a bacia do Taquari-Antas, seis empresas estão em Caxias do Sul: duas do setor têxtil e quatro do setor alimentício (FEPAM,

¹⁸ A DBO_5 , medida a 20° C por cinco dias, conforme FEPAM (2001).

¹⁹ As empresas que não estão no SISAUTO são, basicamente, em função do seu porte; da significância do volume de resíduos, baixo potencial poluidor hídrico ou porque ainda não estão totalmente implantadas.

²⁰ Resíduos típicos do setor metal-mecânico e couro

2001). Do total destas cem empresas (no Estado) destaca-se que somente duas delas são do setor de metalurgia, ambas do mesmo grupo, mas situadas em municípios diferentes e distantes entre si. O setor de couro lidera este ranking com 39 empresas ou 39% do total de empresas, seguido do setor de alimentos com 36%. Ao agrupá-las por trechos de rios têm-se que no trecho Antas, das cem empresas, três estão nesta região e são responsáveis pelo lançamento de 3.576 ton/ano de DQO com uma vazão de 8.675 m³/dia.

Se os números evidenciados até esta parte do trabalho são significativos, pode-se concluir que eles representam valores menores do que alguns anos atrás, pois a FEPAM realizou um comparativo das cargas geradas e lançadas em 1996 e em 2001 (FEPAM, 2001). Em média, houve uma redução no lançamento de efluentes dos parâmetros de DBO, DQO, Cromo, Ferro e Níquel de 66,8%. Destaca-se a redução do lançamento de níquel que alcançou o percentual de 80% nestes cinco anos. Porém, a geração de todos os resíduos também aumentou neste período, à exceção do Ferro que apresentou redução de 50%. Em todos os parâmetros, os percentuais de geração aumentaram proporcionalmente menos do que as reduções no lançamento, o que permite deduzir que a eficiência na remoção das cargas aumentou significativamente. Tal eficiência pode estar vinculada ao uso de tecnologias mais modernas para tratamento de efluentes ou ainda a um número maior de empresas que buscaram se adequar às normas ambientais vigentes, incluindo em seus processos de produção um Sistema de Gestão Ambiental.

4.1.2 Potencial Poluidor das Indústrias de Caxias do Sul

Tendo como referência o trabalho desenvolvido pela FEE em conjunto com a FEPAM (FEE, 2005), cujos órgãos calcularam os Indicadores de Potencial Poluidor da Indústria, abrangendo os municípios, os Conselhos Regionais de Desenvolvimento (Coredes) e os aglomerados urbanos e lidando com duas das dimensões da sustentabilidade, a econômica e a ambiental, identificou-se a situação do município de Caxias do Sul.

Inicialmente é preciso compreender o significado de “potencial poluidor”. Uma atividade é dita potencialmente poluidora quando utiliza intensamente os recursos

ambientais, causando degradação ambiental, mas também por sua capacidade de gerar líquidos poluentes (despejos e efluentes), resíduos sólidos, emissões atmosféricas, ruídos e o potencial de risco, como por exemplo, explosões e incêndios²¹.

A base para a construção dos indicadores consistiu em qualificar, quanto ao potencial poluidor, as subclasses das indústrias extrativas e de transformação na Classificação Nacional das Atividades Econômicas (CNAE). Para tanto, foi adotada a classificação de potencial poluidor das atividades econômicas utilizadas pela FEPAM no enquadramento dos empreendimentos para fins de licenciamento ambiental. Esses indicadores consistem nos percentuais da produção industrial classificada por nível de potencial poluidor (alto, médio ou baixo), no Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria (Indapp-I), e no Índice de Potencial Poluidor da Indústria (Inpp-I).

O Indapp-I evidencia a dependência dos municípios em relação às indústrias potencialmente poluidoras.

$$Indapp-I = \frac{\sqrt[3]{Y_{A,i,t} - Y_{M,i,t} + 2)(y_{A,i,t} - Y_{B,i,t} + 2)(Y_{M,i,t} - Y_{b,i,t} + 2) - \sqrt[3]{2}}{\sqrt[3]{18} - \sqrt[3]{2}}$$

Onde:

$Y_{A,i,t}$ é a participação do Valor Adicionado Bruto (VAB) das atividades econômicas da indústria de alto potencial poluidor da unidade geográfica i no tempo t ;

$Y_{M,i,t}$ é a participação do VAB das atividades econômicas da indústria de médio potencial poluidor da unidade geográfica i no tempo t ;

$Y_{B,i,t}$ é a participação do VAB das atividades econômicas da indústria de baixo potencial poluidor da unidade geográfica i no tempo t ;

Já o Inpp-I foi elaborado com o objetivo de preencher uma lacuna deixada pelo Indapp-I, pois ele apresenta a dependência de uma determinada unidade geográfica quanto às atividades industriais potencialmente poluidoras, mas ela não é

²¹ Adaptado da resolução CONAMA 237, disponível em www.mma.gov.br

indicada de forma absoluta, e sim relativa. Isso significa dizer que podem existir dois municípios que são totalmente distintos quanto ao tamanho de sua produção industrial e, ainda assim, possuírem o mesmo Indapp-I. Como esse é um índice relativo, esses dois municípios podem ter o mesmo nível de dependência das atividades industriais potencialmente poluidoras, sem, no entanto, terem o mesmo potencial poluidor (FEE, 2005).

Portanto, o tamanho da indústria foi mensurado através do Valor Adicionado Bruto da Indústria calculado como um número índice tradicional com base igual ao valor do VAB do Estado em 2001, através da seguinte equação:

$$IVAB-I_{i,t} = \frac{VAB-I_{i,t} \times 100}{VAB-I_{RS,2001}}$$

Onde:

$IVAB-I_{i,t}$ é o índice do Valor Adicionado Bruto da Indústria da unidade geográfica i no tempo t ;

$VAB-I_{i,t}$ é o Valor Adicionado Bruto da Indústria da unidade geográfica i no tempo t ;

$VAB-I_{RS,2001}$ é o Valor Adicionado Bruto da Indústria do Estado do Rio Grande do Sul no ano de 2001.

Dessa forma, o Inpp-I foi obtido combinando-se o Indapp-I com o IVAB-I. Portanto, o índice computa, de forma conjunta, o tamanho da indústria com o nível de dependência das atividades industriais potencialmente poluidoras de uma determinada unidade geográfica. Assim,

$$Inpp-I_{i,t} = Indapp-I_{i,t} \times IVAB-I_{i,t}$$

A tabela, a seguir, evidencia a situação de alguns municípios do estado do Rio Grande do Sul, entre eles, Caxias do Sul.

Tabela 8 - Índice de Potencial Poluidor da Indústria (Inpp-I), Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria (Indapp-I) e VAB da indústria (percentual por potencial poluidor), por municípios críticos, no Rio Grande do Sul – 2005.

ORDEM	ESTADO E MUNICÍPIOS	INPP-I	INDAPP-I	VAB DA INDÚSTRIA (%)		
				Potencial Poluidor		
				Alto	Médio	Baixo
	RS	88,178	0,861	69,53	26,54	3,93
1	Triunfo	10,647	1,000	99,88	0,12	0,01
2	Canoas	9,377	0,979	95,10	4,18	0,72
3	Caxias do Sul	8,252	0,875	81,41	8,64	9,95
4	Porto Alegre	5,135	0,847	68,93	25,06	6,01
5	Gravataí	4,886	0,949	88,40	9,76	1,84
6	Rio Grande	2,348	0,988	96,45	3,53	0,02
7	Novo Hamburgo	1,745	0,662	35,76	55,44	8,80
8	Sapucaia do Sul	1,736	0,940	90,77	4,54	4,69
9	Bento Gonçalves	1,727	0,872	76,56	16,09	7,36
10	Charqueadas	1,641	0,996	99,06	0,83	0,11

Fonte: FEE/CIE/NIS; NPE

O município de Caxias do Sul faz parte dos dez municípios considerados de situação crítica pelo estudo FEE/FEPAM. Isso se deve ao fato que o Inpp-I ser alto, bem como o Indapp-I. Em suma, o setor industrial caxiense possui indústrias de alto potencial poluidor, que juntas, representam 81,41% do VAB industrial. Como o setor industrial ainda responde pela maior parte do PIB municipal pode-se afirmar que o Município tem alta dependência econômica dessas indústrias.

Pela importância do setor industrial para a economia do Município e por seu potencial poluidor e pelos problemas de oferta de água, entende-se ser oportuno um exercício da aplicação do Princípio do Usuário Pagador, uma forma mais genérica do Princípio do Poluidor Pagador, através da aplicação da ACE, no que diz respeito aos impactos sobre os recursos hídricos.

4.2 ANÁLISE CUSTO-EFETIVIDADE: UMA APLICAÇÃO PARA O SETOR INDUSTRIAL DE CAXIAS DO SUL.

A análise custo-efetividade pode ser considerada um método de sistematização para encontrar o menor custo para atingir um determinado objetivo (TIETENBERG, 2003). Apesar de guardar semelhanças com a Análise Custo-Benefício, a ACE é bastante utilizada por aqueles que a consideram diferenciada (PHELPS & MUSHLIN, 1991). Porém, um dos motivos para o entendimento de que há diferenças entre os dois métodos é que os resultados encontrados não necessariamente precisam estar quantificados em termos monetários (GARBER & PHELPS, 1997; MILLER et al, 1999).

A utilização do método pode ser realizada em várias áreas, no entanto, a saúde e o meio ambiente têm significativo referencial teórico. Na saúde, estudos na área de incrementos na qualidade de vida ou *Quality Adjusted Life Year* (QALY) tem-se utilizado da análise custo efetividade onde o denominador é o número de anos ganhos com uma determinada solução com o menor custo possível (HLATKY et al, 2003). A equação de aplicação é descrita a seguir:

$$ACE = \frac{Custo2 - custo1}{QALY2 - QALY1}$$

Chen (2001) fez uma revisão sobre a ACE com exemplos da área da dermatologia. A ACE é, então, uma medida de eficiência e uma ferramenta que fornece informações sobre o valor relativo de uma terapia. De forma geral, a ACE é utilizada na medicina para mostrar como um procedimento médico pode ser mais eficiente do que outro, tendo os custos como parâmetro de decisão. Desta maneira, a ACE é considerada uma ferramenta para auxiliar os *policymakers* na alocação de recursos, visando à utilização de procedimentos médicos eficientes ao menor custo possível (CHEN, 2001). Os resultados da ACE são reportados como uma relação dos custos unitários decorrentes de incrementos de bem estar expressos em mais tempo de vida, melhor qualidade de vida, etc. (ESCOBEDO et al, 2008; GARBER & PHELPS, 1997; HLATKY et al, 2003; BLUMENSCEIN & JOHANNESSON, 1999).

Na área ambiental, os exemplos de uso da ACE remontam há pelo menos três décadas. No início da década de 70 (século XX), Kohn (1972) construiu um modelo de Custo-efetividade para controlar a poluição do ar. O custo total de abatimento é minimizado para um determinado conjunto de metas de qualidade do ar e de graus de confiança para alcançar as metas. Neste modelo, o elemento probabilístico se limita a uma única variável estocástica, a velocidade anual média do vento. Embora este seja um modelo simplificado, os resultados indicam que o custo de uma maior segurança aumenta rapidamente. Isto sugere que as metas de qualidade do ar devem ser expressas, não só em termos de concentrações máximas de poluentes, mas também as probabilidades mínimas que estas máximas não são ultrapassadas.

Na Grande Santiago (Chile), que tem problemas sérios de poluição do ar, Escobedo et al (2008) avaliaram a política de utilização de florestas urbanas (ou reflorestamento) para diminuir a poluição atmosférica, tendo como meta remover as partículas inferiores a 10mm (PM10). Para tanto, compararam o programa de florestas urbanas com outros investimentos públicos alternativos na busca de melhoria da qualidade do ar. Através da ACE, o programa de florestas urbanas se mostrou mais eficiente, ao apresentar menores custos para atingir a meta proposta. Similarmente, Guterman et al (2001) utilizaram a ACE para testar cenários de políticas compostas de subconjuntos diferentes de intervenções políticas e de diferentes previsões de preços de energia tendo como meta a redução das emissões de carbono para os Estados Unidos.

Dentro da área ambiental, os programas de “Pagamentos por Serviços Ambientais²²” têm conquistado espaço nas políticas públicas visando à preservação dos recursos naturais. Neste sentido, Gauvin et al (2009) utilizaram a ACE para analisar um programa de “pagamento por serviços ambientais” com dois objetivos simultâneos: preservação ambiental e redução da pobreza. Os autores elaboraram um estudo de caso com o programa da China denominado *Grain for Green Program*. Para tanto, utilizaram um conjunto de dados para avaliar os fatores que determinam as áreas a serem priorizadas pelo programa. A partir daí, identificaram a heterogeneidade das famílias participantes e analisaram as correlações entre famílias e seu potencial em termos de benefícios ambientais, custos de oportunidade

²² Tem como objetivo remunerar os agentes econômicos envolvidos com vistas à preservação dos recursos hídricos, da flora e/ou fauna de um determinado local.

de participação no programa e o nível de pobreza, medidos através dos ativos das famílias.

Na área agrícola, Matzdorf & Lorenz (2009) usaram ACE para avaliar o programa de medidas agroambientais do governo na Alemanha. Uma das medidas é a manutenção de espécies de gramíneas (*pastagem rica*). Essas medidas agroambientais são um importante instrumento para a conservação e promoção das terras agrícolas ecologicamente adaptadas e fazem parte, por força de lei, dos Planos de Desenvolvimento Rural dos estados membros da União Europeia. Para testar a ACE, as autoras selecionaram 4 regiões do estado de Baden-Wuttemberg e mediram os resultados dos agricultores que usaram diferentes métodos de plantio.

Seja para qual for o fim, a ACE deve ser entendida como um instrumento para definição de ações, uma vez que as prioridades já devem ter sido decididas anteriormente, isto é, as metas já estão preestabelecidas, resta analisar quais as opções e seus custos para atingi-la (TIETENBERG, 2003). Neste sentido, no caso dos recursos hídricos, onde já existem padrões definidos por leis e resoluções, a Análise custo-efetividade pode ser mais eficaz do que uma ACB. Isso porque, necessariamente, a ACB faz uso de métodos como a valoração contingente ou custos de viagem para atribuir valores monetários às preferências, via disposição a pagar ou disposição a aceitar, e, portanto, computando-as na conta benefícios.

É neste momento que este ensaio entende que a ACE assume um papel ímpar nesta discussão. Se a escolha for pela ACE, o caminho será distinto. O resultado da análise será aquele que, discutidas as possibilidades cabíveis para atender determinada norma ou padrão ambiental, apresentar maior eficiência do ponto de vista dos custos incorridos para atingir os objetivos/metas propostos. E, a partir deste resultado, as ações de política ambiental terão maior chance de êxito, além de o agente ter maior transparência no processo.

Via de regra, para os recursos hídricos têm-se utilizado o Princípio do Poluidor Pagador (PPP), ou seja, o agente econômico paga pelos despejos ao corpo receptor (paga para poluir) e pelos danos ambientais, quando for o caso, portanto, ocorre a internalização destes custos como acontece com o imposto pigouviano²³ (ALIER; JUSMET, 2001). Glazyrina et al (2006) coloca o PPP como um pagamento por um

²³ Definido por Alfred Pigou como um imposto sobre a contaminação ou sobre o dano ambiental, em 1920.(ALIER; JUSMET, 2001; PEARCE;TURNER, 1995).

impacto ambiental negativo, sendo ao mesmo tempo, um instrumento de regulação, utilizado por países como a Rússia, por exemplo.

No momento em que ocorrer na íntegra a aplicação da Lei 10.350/94 no estado do Rio Grande do Sul, outros dois preços serão incorporados ao valor pago pelo uso da água. Além do valor pago pelo serviço de potabilização da água e pela coleta do esgoto, haverá a cobrança pela retirada da água do corpo d'água (preço 3), bem como outro valor pelo despejo dos resíduos neste mesmo corpo (preço 4). Neste momento, estar-se-á aplicando o Princípio do Usuário Pagador (PUP), no qual os agentes pagarão para ter acesso ao recurso natural e serão incitados a preservá-lo usando-o de forma racional, através de tarifas que não simplesmente refletem valores escolhidos aleatoriamente. Este modelo de PUP foi inicialmente elaborado por Baumol & Oates e inspirou o Sistema de Recursos Hídricos Francês (BAUMOL & OATES, 1971; LANNA, 1997).

O PUP pode ser analisado usando-se a Análise Custo-Benefício (ACB), simplesmente quantificando os custos e os benefícios provenientes da implantação dos preços 3 e 4 já mencionados, através da equalização do benefício marginal e do custo marginal²⁴. Ou, esta análise pode ser realizada via ACE, identificando os custos, para atingir as metas, previamente definidas, para qualidade da água. As metas devem ser atingidas com o menor custo possível.

4.2.1 Metodologia de Aplicação da ACE para o setor industrial de Caxias do Sul

Para comprovar a eficiência da ACE propôs-se a fazer um exercício, a partir de dados obtidos junto à FEPAM (2001), referentes à carga bruta gerada por um universo de 510 indústrias de Caxias do Sul, nos diferentes subsetores (têxtil, mecânico, metalúrgico, alimentos e bebidas, etc.). Este exercício consiste em encontrar os custos incorridos no investimento destas indústrias para abater cinco principais poluentes: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química orgânica, cromo, ferro e níquel. Tomando como base as principais tecnologias existentes para abatimento desses poluentes, identificou-se o valor do investimento para aquisição

²⁴ Maximização dos resultados, como em qualquer aplicação da teoria da firma.

de tais tecnologias, bem como o fator de recuperação do capital, aqui denominado de custo anual equivalente, e os custos operacionais e de manutenção anual, (O&M).

Logo a curva de custo da tecnologia é da seguinte forma (adaptado de Lanna, 1999):

$$C_i = C_{equiv} + C_{O\&M_i}$$

Onde:

i = Tecnologia

C_{equiv} = Custo equivalente

$C_{O\&M}$ = Custos operacionais e de manutenção

Por outro lado, é preciso definir qual a meta de poluição a ser aceita, para isso, é necessário conhecer as tecnologias disponíveis para abatimento, bem como o percentual de eficiência delas. Buscaram-se, então, referências na literatura e entrevistas com engenheiros químicos e ambientais²⁵. Com base nestas informações faz-se algumas observações:

- a)** Para abatimento de DBO e DQO usa-se lodo ativado. O tratamento pode ser realizado conjuntamente, portanto, compartilhando uma planta de lodo ativado. A eficiência desse processo implica em um abatimento de 90% da carga bruta;
- b)** Existem duas tecnologias disponíveis para tratamento dos metais cromo, ferro e níquel, a saber: sedimentação ou resinas trocadoras de íons. A primeira tem um valor de investimento para implantação em torno de metade do valor da segunda. Por isso, no exercício optou-se por utilizar a primeira, ou seja, por sedimentação. Para qualquer um dos processos, a eficiência de abatimento fica em torno de 90%;
- c)** Ferro e níquel podem compartilhar a mesma planta para tratamento, diferentemente do Cromo. Isso significa dizer que se uma indústria gera esses

²⁵ Referência bibliográfica: Jordão & Pessoa (2005) e consulta à Professores da Universidade de Caxias do Sul, doutores na área ambiental

três resíduos, necessariamente terá que investir em duas plantas para tratamento por sedimentação.

Com base nas curvas de custos, pode-se calcular o valor para uma tarifa por despejo de resíduos que incite os agentes econômicos a investir em tecnologias que possibilitem maior eficiência no abatimento. Serão dois exercícios: um com apenas o setor industrial, e outro incluindo outros setores para investigar as variações nas tarifas.

Logo, a ACE neste ensaio estará sendo aplicada ao perceber os custos, através das tecnologias disponíveis e as tarifas a serem cobradas com o objetivo de incitar os agentes a investirem no tratamento de seus resíduos.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 9 estão sistematizadas as informações sobre a geração de poluentes, através da carga bruta, bem como a carga abatida, depois de tratada por tecnologia adequada e seus respectivos custos.

Tabela 9 - Carga poluidora do setor industrial de Caxias do Sul, tecnologias disponíveis e custos de investimento e manutenção.

Parâmetro	Carga Bruta (ton/ano)	Solução Técnica	Eficiência adotada	Parâmetro abatido (ton/ano)	Valor Investimento (R\$)	Custo anual equivalente (R\$)	Custo anual de O&M (R\$)	Custo anual Total (R\$)
DBO ₅	3.336	lodos ativados	90	3.002,4	28.506.375,17	2.485.315,69	1.500.000,00	3.985.315,69
DQO	6.955	lodos ativados	90	6.259,5	28.506.375,17	2.485.315,69	1.500.000,00	3.985.315,69
CROMO	27	sedimentação	90	24,3	500.000,00	43.592,28	19.440,00	63.032,28
FERRO	14	sedimentação	90	12,6	500.000,00	43.592,28	10.080,00	53.672,28
NÍQUEL	9,14	sedimentação	90	8,226	500.000,00	43.592,28	6.580,80	50.173,08

Fonte: Elaborada pela autora

Obs: os valores referentes a investimento, custo equivalente e custo anual foram elaborados tendo como referência bibliográfica Jordão & Pessoa (2005) e sob a supervisão do Profº Dr. Eng. Ladimir Luis Beal.

O custo anual total compreende a soma dos custos anual equivalente e dos custos de operação e manutenção. O valor do investimento está representado pelo custo anual equivalente que significa a depreciação da tecnologia calculado para

uma vida útil de 20 anos e uma taxa de juros de 6% ao ano (Taxa de Juros de Longo Prazo-TJLP). O custo de operação e manutenção, seguindo orientação de Jordão e Pessoa (2005), foi calculado levando-se em consideração os custos com mão-de-obra, análises químicas e custos diversos e o dimensionamento da estação de tratamento.

Percebe-se que a eficiência dos tratamentos já ameniza o despejo de resíduos uma vez que possibilita o tratamento de 90% dos resíduos gerados pelo setor industrial. Contudo, há que se considerar o nível tóxico dos poluentes no que tange aos metais, por isso, a importância do investimento nas tecnologias de tratamento. Estes metais em contato com a água em níveis altos ou simplesmente por concentração em função das correntes e do clima exigem um tratamento mais delicado e custoso dos recursos hídricos para consumo humano e até animal. Em última instância significa dizer que os custos estarão sendo socializados com toda a população via tarifa do serviço de potabilização da água do Município. Isto claro, sem contar a possibilidade de doenças causadas por possível contaminação com esta água (VON SPERLING, 2005).

Calculou-se também o custo marginal²⁶ de cada poluente, ou seja, o quociente entre o custo total anual de abatimento e a carga abatida, conforme a Tabela 10.

Tabela 10 - Custo marginal de cada poluente do setor industrial de Caxias do Sul.

Parâmetro	Carga Bruta (ton/ano)	Solução Técnica	Eficiência adotada	Custo total *	CMg por tipo poluente	Ordem crescente de CMg
DBO 5	3.336	lodos ativados	90	R\$ 3.985.315,69	R\$ 1.327,38	(2)
DQO	6.955	lodos ativados	90	R\$ 3.985.315,69	R\$ 636,68	(1)
CROMO	27	sedimentação	90	R\$ 63.032,28	R\$ 2.593,92	(3)
FERRO	14	sedimentação	90	R\$ 53.672,28	R\$ 4.259,70	(4)
NÍQUEL	9,14	sedimentação	90	R\$ 50.173,08	R\$ 6.099,33	(5)

Fonte: Elaborada pela autora

* soma dos custos anual equivalente e do custo operacional e de manutenção

Ao produzir uma tonelada a mais de resíduo, os custos de abatimento, por parâmetro, estão representados na tabela 10. O custo marginal de abatimento da

²⁶ Nomeou-se de custo marginal nesta tese a variação dos custos totais decorrentes da variação na carga abatida de resíduos, embora também poderia ser considerado como custo unitário. Mas o objetivo é evidenciar o incremento nos custos dado o aumento na geração de resíduos, sobretudo se houver uma tarifa sobre a carga gerada de resíduos e não tratada.

DQO é o menor de todos os outros parâmetros, R\$ 636,68 a tonelada tratada. Na outra ponta está o custo de tratamento do níquel com o maior valor, R\$ 6.099,33 a tonelada.

Na Figura 7, os custos marginais estão dispostos por ordem de valores, do menor ao maior, para melhor visualização.

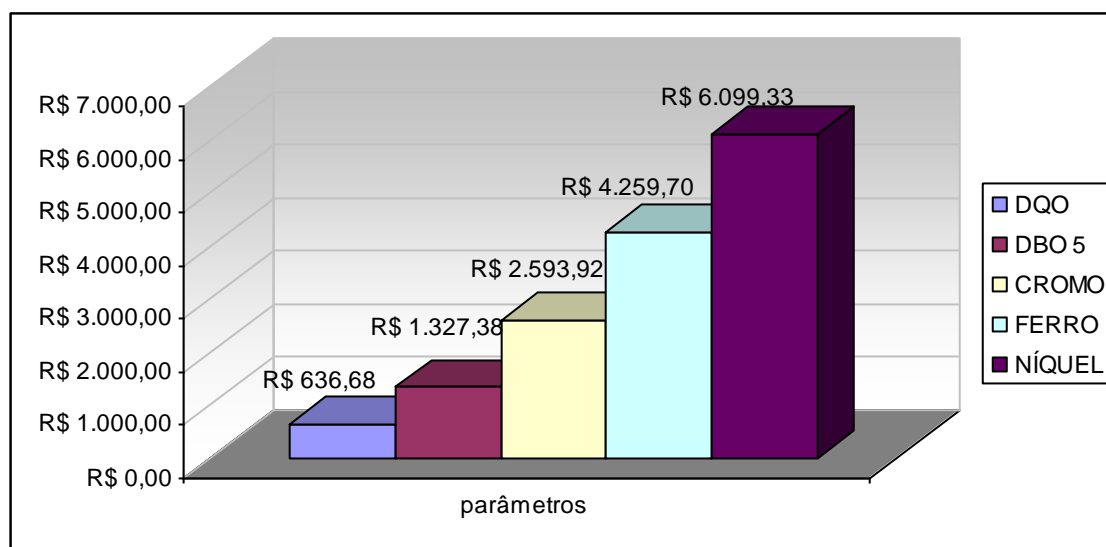


Figura 7 – Custos Marginais, por parâmetros, em ordem crescente de valores

Fonte: Elaborada pela autora

No momento, o que induz as indústrias a investirem no tratamento de resíduos são as políticas públicas de comando e controle que estabelecem padrões de emissão e regularizam, via normatização por leis e resoluções, e assim estabelecem um controle direto sobre os poluidores (PERMAN et al, 2003; YOUNG, 1996). Também se pode imputar ao mercado uma participação na tomada de decisão por esses investimentos, dadas às exigências que a competitividade de determinados setores impõem, sobretudo no mercado externo com a criação de barreiras não tarifárias (JIMENEZ, 1999) e também por variações nas preferências dos consumidores, resultado de maior conscientização (LECLAIR & FRANCESCHI, 2006).

No Rio Grande do Sul, a Lei Estadual 10.350/94 versa sobre o Sistema Estadual de Recursos Hídricos e lá se encontra a estrutura deste sistema com a figura dos comitês de bacias hidrográficas, formados por representantes dos diversos setores da sociedade e que em, última instância, podem ser considerados

guardiões dos recursos hídricos. Como já mencionado neste ensaio, é nesta Lei também que aparece a possibilidade de cobrança pelo uso da água. Ou seja, a cobrança pela retirada de água dos diversos corpos de água e o despejo de dejetos tratados ou não. Os comitês de bacia têm a função de definir um Plano de Desenvolvimento para a sua respectiva bacia hidrográfica, no qual, entre outras coisas, devem estar indicadas as classes de uso para cada trecho dos rios que pertencem à bacia, este processo denomina-se *enquadramento*. Portanto, os padrões de emissão são definidos pela sociedade, através do Comitê de bacia e esta mesma sociedade tem que se organizar para atingir esses padrões. No caso do setor produtivo, a adequação se dá via absorção de tecnologias que resultem em menos poluição²⁷.

No contexto de ACE, uma possibilidade é a indução dos agentes, via tarifação, a alcançarem os padrões desejados. Esta tarifação tem um valor monetário e pode ser calculada a partir do custo marginal do tratamento dos poluentes.

Então, supondo o setor industrial de Caxias do Sul formado pelas 510 empresas do estudo da FEPAM, e com base nos parâmetros da tabela 10, tem-se a seguinte situação:

- a)** Se não existe nenhuma lei ou situação que obrigue as empresas a tratarem seus resíduos, elas lançam toda a carga gerada;
- b)** Em adotando-se a eficiência de 90%;
- c)** Dadas as informações constantes na Tabela 4 e na Figura 7 o custo marginal mais baixo é o da DQO, R\$ 636,68 ton/ano;
- d)** Se, além das leis ambientais, principalmente as que contemplam as licenças de operação, a sociedade decidir pela cobrança pelo uso da água – na prática significa a aplicação do PUP – o correto será a utilização de uma tarifa que incite os agentes econômicos a realizarem os investimentos necessários para o tratamento correto dos resíduos. Logo, para encontrar a tarifa utiliza-se o custo marginal como referência e, neste caso, o valor teria que ser acima de R\$ 636,68 ton/ano para garantir que a carga de resíduos inorgânicos seja tratada com eficiência de 90%.

²⁷ Para maiores informações sobre os comitês de bacia e a Lei 10.350/94, acessar www.sema.rs.gov.br/sema/jsp/rechidro.jsp.

Tabela 11- Exercício de tarifa sobre carga de DBO e DQO em Caxias do Sul

Parâmetro	Carga Bruta (ton/ano)	Eficiência adotada	Parâmetro abatido (ton/ano)	Resíduo	R\$ 637,00/ton por carga residual	R\$ 637,00/ton por carga bruta
DBO 5	3.336	90	3002,4	333,60	R\$ 212.503,53	R\$ 2.125.035,34
DQO	6.955	90	6259,5	695,50	R\$ 443.034,20	R\$ 4.430.341,96
CROMO	27	90	24,3	2,70	R\$ 1.719,90	R\$ 17.199,03
FERRO	14	90	12,6	1,40	R\$ 891,80	R\$ 8.918,01
NÍQUEL	9,14	90	8,226	0,91	R\$ 582,22	R\$ 5.822,19

Fonte: Elaborada pela autora

Assim, as indústrias vão preferir investir no tratamento dos resíduos inorgânicos (DQO), pois o custo de tratamento será menor do que pagar a “tarifa cheia” ou seja, R\$ 636,68 por cada tonelada de resíduo inorgânico gerado, restando o pagamento apenas da carga residual. No entanto, destaca-se que como o tratamento para os resíduos de DBO₅ e DQO são realizados pelo mesmo método e podem ser realizados conjuntamente, então haveria um ganho de escala ao aplicar a tarifa com base no custo marginal da DQO. Da mesma forma com ferro e níquel, pois podem compartilhar a mesma planta de tratamento. Apenas o cromo tem que ser tratado em separado.

O órgão responsável pela arrecadação, pela Lei no caso do Rio Grande do Sul, seria a agência hidrográfica, que teria uma receita de R\$ 655.207,38 provenientes da soma das cargas residuais multiplicadas pela tarifa mínima, R\$ 636,68. Este recurso pode fomentar um fundo para financiamento das novas tecnologias a ser oferecido aos agentes econômicos, uma vez que a própria Lei proíbe o uso desses recursos para outros fins que não os que venham a beneficiar a própria bacia hidrográfica em questão²⁸.

A análise realizada até o momento leva em conta apenas o setor industrial de Caxias do Sul, no entanto, uma economia é formada também por outros setores e igualmente poluidores, como o setor primário e o doméstico (formado pelos esgotos e pela demanda de água). De qualquer forma, a poluição hídrica é resultado de vários poluentes de todos os setores da sociedade.

²⁸ LANNA et al (1997) E CÂNEPA & PEREIRA (2001) já haviam feito esta sugestão em seus estudos no rio dos Sinos para a bacia hidrográfica de mesmo nome.

Por isso, propôs-se realizar outro exercício acrescentando os esgotos domésticos e a produção de dejetos pela suinocultura²⁹ em Caxias do Sul, porém usando apenas um parâmetro para a análise, a DBO₅. As informações de carga poluidora são do mesmo estudo da FEPAM (2001), à exceção da suinocultura que foi fornecida pelo Banco de Dados do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, com dados de 2009.

Neste novo exercício, ao utilizar mais de um setor, é preciso destacar que as tecnologias são distintas para cada setor, isso implica em eficiências diferentes. Por isso, optou-se por trabalhar com o limite, em termos de eficiência, de cada setor. Os dados estão disponíveis na Tabela 12.

Tabela 12 - Carga bruta de DBO, em Caxias do Sul, para os setores industrial, doméstico e suinocultura, em anos selecionados.

Carga Bruta (ton/ano) p/ setor	Solução Técnica	Eficiência adotada	Parâmetro abatido	Valor Investimento (R\$)	Custo total (R\$)	Cmg por setor (R\$)
Industrial* 3336	lodos ativados	90%	3.002	28.506.375,17	3.985.315,69	1.327,38
Doméstica** 7330	lodos ativados	95%	6.964	28.506.375,17	3.985.315,69	572,32
Suínos*** 579,13	tratamento anaerobico c/ pós tratamento	80%	463	1.577.216,00	361.766,72	780,84

* Fepam 2003 (p/ 510 industrias)

** Base 1997 atualizada via população (IBGE) p/ 2003

*** Base banco de dados ISAN 2009

Fonte: Elaborada pela autora

Obs: os valores referentes a investimento, custo equivalente e custo anual foram elaborados tendo como referência bibliográfica Jordão & Pessoa (2005) e sob a supervisão do Profº Dr. Eng. Lademir Luis Beal.

A suinocultura, através da tecnologia disponível, consegue uma eficiência de 80%. Aqui cabe uma ressalva: não está computado um possível aproveitamento dos resíduos como insumo para geração de energia limpa através de biodigestor. Isso poderia aumentar a eficiência e ainda fornecer uma receita.

Em relação ao custo marginal, nesta simulação, o custo marginal do tratamento da DBO proveniente do setor suinícola é de R\$ 780,84, mas o tratamento da DBO do setor doméstico é que apresenta o menor valor, R\$ 572,32 ton/ano.

²⁹ Usou-se apenas a suinocultura por uma questão de disponibilidade de informação.

Supondo então que o objetivo fosse alcançar a eficiência de 80% e, com isso, garantir uma determinada classe de uso para o corpo d'água, por exemplo classe 2, para todos os setores:

- a) O setor industrial trataria 2668,8 ton/ano e poderia lançar até 667 ton/ano;
- b) O setor doméstico trataria 5864 ton/ano e poderia lançar até 1466 ton/ano;
- c) O setor suinícola trataria as 463,30 ton/ano e lançaria 115,83.

A partir do custo marginal de R\$ 572,32 referente ao tratamento da DBO doméstica, tem-se a tarifa que incita os setores a investir em tecnologias para abater os resíduos gerados. Mas diferentemente do outro exercício, aqui se tem três setores diferentes e um mesmo parâmetro (DBO₅):

- a) O setor industrial vai abater, no mínimo, 80% da carga bruta de DBO, portanto 2668 ton/ano e vai pagar R\$ 381.737,44 referente a carga residual a ser lançada;
- b) O setor doméstico vai abater, no mínimo, 80% da carga bruta de DBO, portanto 5864 ton/ano e vai pagar R\$ 839.021,12 referente a carga residual;
- c) E, por fim, o setor suinícola vai abater seus 80%, pagando R\$ 66.291,82 pelo restante.

Algumas considerações são pertinentes neste momento. As tecnologias disponíveis para as indústrias e para o saneamento básico podem alcançar uma eficiência maior que os 80% propostos e caberá aos agentes analisar a viabilidade econômica de tratar um percentual maior e, portanto, pagar menos pelo lançamento. Entende-se que o abatimento de 100% da carga poluidora é um resultado impossível, o que induz a buscar um percentual técnico e economicamente viável, pois percentuais muito altos podem indicar uma ineficiência de aplicação do PUP.

Uma outra ressalva diz respeito a problemas de escala para todos os setores. No setor industrial, têm-se empresas de pequeno, médio e grande porte; o mesmo vale para o setor agrícola, com estabelecimentos que variam de tamanho e, portanto, de capacidade de produção e geração de resíduos. No setor doméstico, tem-se uma situação um pouco diferente: no caso específico do estado do Rio Grande do Sul, o saneamento pertence ao setor público. Cabe a ele o investimento

no tratamento dos resíduos domésticos, no entanto, quer por cultura, quer por recursos financeiros insuficientes, os valores investidos são pífios, para não dizer insignificantes. Basta uma análise no Banco de Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e é possível confirmar esta afirmação ou identificar os percentuais de tratamento de esgoto das principais cidades gaúchas e brasileiras. Caxias do Sul trata cerca de 8% dos esgotos domésticos, embora tenha planos de chegar a 30% até a Copa do Mundo, em 2014 (SAMAE, 2009).

Em relação ao custo marginal, o valor vai depender de quais os setores estão envolvidos, quais tecnologias estão disponíveis para estes setores e suas respectivas eficiências de abatimento e qual o volume de geração de resíduos. Ao inserir o setor suinícola no exercício, a tarifa mínima (incitativa) aumentou por conta do volume de geração de resíduos, pequeno em relação aos demais e, em função da eficiência de até 80%, menor do que os demais setores. Por isso pode-se inferir que o setor industrial ainda é o com menor custo para tratamento e onde as tecnologias estão mais avançadas e mais acessíveis economicamente.

As análises realizadas até este momento dão conta de realidades diferentes para cada setor e para cada tipo de resíduo. Mas, ao evidenciar as metas que se deseja alcançar, o caminho é buscar as alternativas disponíveis para contemplar a meta. A análise das diferentes soluções inclui custos implícitos, levando os *stakeholders* a uma solução única que contemple as metas estabelecidas ao menor custo possível. Quando se trata de recursos naturais e de cobrança via taxas, impostos ou simples contribuições são necessários que essas tenham um caráter incitativo, caso contrário será apenas mais uma taxa/imposto/contribuição, sem necessariamente apresentar resultados em relação aos objetivos propostos.

Especificamente no caso dos recursos hídricos, colocar um valor por metro cúbico igual para todos os setores, através de uma Análise Custo-Benefício, reflete uma simples precificação de um recurso natural escasso. Ao utilizar a ACE encontra-se o valor que efetivamente leve os *stakeholders* a otimizar o uso do recurso e assim atingir as metas estabelecidas. Portanto, a ACE, neste contexto, pode ser inserida como instrumento de política pública para a área ambiental.

4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a tendência de escassez dos principais recursos naturais, vêm se utilizando os métodos de valoração econômica desses recursos. Normalmente estes métodos acabam precificando os recursos naturais através da criação de mercados paralelos que valoram as preferências individuais sobre determinado recurso, ou seja, valoram a utilidade. Neste ensaio propõe-se uma alternativa a estes métodos com um exercício aplicado aos recursos hídricos do município de Caxias do Sul, dada a importância econômica deste setor, bem como pelos problemas de abastecimento de água.

Dentro de uma lógica baseada na Lei 10.350/94 do estado do Rio Grande do Sul, o princípio do Poluidor Pagador pode ser substituído pelo Princípio do Usuário Pagador, uma vez que a cobrança pelo uso da água deve ser implantada em breve. Neste contexto, a ACE aparece com um instrumento alternativo para alcançar os objetivos propostos pela Lei ao menor custo possível e com a maior eficiência.

Dos resíduos produzidos pelo setor industrial, analisou-se o volume de geração de resíduos de metais pesados como o ferro, cromo, níquel e de matéria orgânica como DBO₅ e DQO. A partir desta identificação, elaborou-se um exercício quantificando a carga produzida, a carga abatida, as tecnologias disponíveis com suas respectivas eficiências, os custos para implantação, recuperação do capital e de operação e manutenção. Com essas informações, obteve-se o custo marginal para abatimento de cada poluente: R\$ 636,68 para DQO; R\$ 1.327,38 para DBO; R\$ 2.593,92; R\$ 2.593,92 para Cromo, R\$ 4.259,70 para ferro e R\$ 6.099,33 níquel. Dessa forma, o custo marginal mais baixo é o da DQO (R\$ 636,68) e este seria o valor de referência para uma política pública que incitasse os agentes a investir nas tecnologias e diminuir o despejo de efluentes nos corpos d'água.

Se outros setores, porém, fossem acrescentados a este exercício e, para simplificar, apenas se utilizasse a DBO como parâmetro, a tarifa diminuiria, passando para algo em torno de R\$ 572,32, em virtude do custo marginal menor para o abatimento da carga de DBO doméstica. Este é o valor que incitaria os agentes a tratar os resíduos, e não despejá-los no corpo d'água.

Ao se utilizar da ACB, via de regra, empregam-se técnicas como a valoração contingente, que revelam as preferências dos indivíduos e assim, encontram o

“preço” do recurso natural. Esses métodos podem levar a vieses que acabam não atingindo o objetivo inicial, qual seja, o do uso mais racional para que não haja a escassez completa. Já a ACE, mostra-se como uma alternativa para encontrar a melhor solução, com o menor custo para atingir os objetivos e metas previamente propostos.

Pelos resultados encontrados neste ensaio, a ACE é um instrumento viável para uso em políticas públicas que desejam preservar os recursos naturais, levando ao uso mais eficiente desses recursos.

5 CONCLUSÃO

Desde o início da economia enquanto ciência, os recursos naturais são evidenciados como possíveis limitantes do crescimento dada sua tendência a escassez, seja por Malthus, Ricardo, Mill e até Marx, de qualquer forma, o uso intensivo levaria a uma situação de escassez.

Apesar disso, esta relação entre economia e meio ambiente ainda desperta discussões acirrada sobre como deveria ser o enquadramento dos bens e serviços ambientais no sistema econômico. O mainstream econômico trata dessa forma esta relação. Por conta desta visão, as questões ambientais são internalizadas a “La Pigou” buscando, através da revelação das preferências, a precificação dos bens e serviços oferecidos com vistas a um uso ótimo.

Neste sentido, a valoração econômica dos recursos naturais é um dos temas mais discutidos nesta relação. O referencial teórico para a valoração ainda é extremamente neoclássico, via de regra, implica uma análise custo benefício que pressupõe algumas técnicas para sua definição.

Os métodos ou técnicas mais utilizadas para definir uma ACB são os de Custo de Viagem, Preços Hedônicos e Valoração Contingente. Este último implica a revelação das preferências dos indivíduos através da revelação da disposição a pagar ou da disposição a aceitar uma determinada situação ambiental.

Ao utilizar o método para Caxias do Sul, mais especificamente, para atribuir um valor de preservação da Represa Dal Bó, pode-se evidenciar seus principais problemas ou vieses que acabam por distorcer os resultados finais. Desde a abordagem do entrevistador até o tratamento dos dados, quase todos os vieses elencados pela literatura ocorreram. Inclusive os pressupostos iniciais em relação ao perfil dos entrevistados que acenava com a possibilidade de uma relação positiva entre renda e DAP; escolaridade e DAP; entre outras, e que não se confirmaram.

Destas considerações propõe-se a ACE como uma alternativa à ACB e os métodos/técnicas de valoração. No estudo de caso proposto nesta tese, a ACE para encontrar o valor que incitaria os agentes econômicos a investirem no abatimento dos resíduos gerados por suas atividades econômicas se mostrou viável e eficiente, principalmente, com vistas a implantação de políticas públicas para o caso dos recursos hídricos.

No entanto, sabe-se que este tema não se esgota neste trabalho, ao contrário, urge a necessidade de continuar as discussões e também as pesquisas no sentido de qualificar as teorias, os instrumentos econômicos e, por conseguinte, os métodos de valoração.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *A Implementação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos e Agência de Água das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. Dezembro de 2007. Disponível em www.mma.gov.br.

ALIER, J. M.; JUSMET, J. R. *Economia Ecológica y Política Ambiental*. México: Fondo de Cultura Económica, 2001.

AHMED, Y. J.; EI SERAFY, S.; LUTZ, E. (Eds.), *Environmental Accounting for Sustainable Income*. The World Bank, Washington D.C., 100 pp. 1989.

AKTER, S.; BENNETT, J.; AKHTER, S. Preference Uncertainty in Contingent Valuation. *Ecological Economics*, v.67 p. 345 – 351. 2008. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/09/2009.

AMAZONAS, M. São Adequados os Fundamentos Neoclássicos para uma Valoração Ecológico-Econômica do Meio Ambiente? In: *I Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. Campinas, 1996.

ANDERSEN, M. S. *An Introductory Note on the Environmental Economics of the Circular Economy*. *Sustain Sci* v.2 p.133-140, 2007. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

AZQUETA, D. *Introducción a La Economía Ambiental*. Mac Graw Hill, 2002.

BALISTRERI, Edward; MCCLELLAND, Gary, POE, Gregory; SCHULZE, William. *Can Hypothetical Questions Reveal True Values? A Laboratory Comparison of Dichotomous Choice and Open-ended Contingent Values with Auction Values*. *Environmental and Resource Economics* v.18 p. 275–292, 2001. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 11/09/2009.

BATEMAN, I. J.; LANGFORD, I. H. R.; TURNER, K.; WILLIS, K. G.; GARROD, G. Elicitation and Truncation Effects in Contingent Valuation Studies. *Ecological Economics* v.12 p.161-179, 1995. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 23/01/2010.

BAUMOL, W. J; OATES, W. E. *Economics, Environmental and the Quality of Life*. New Jersey, mass: Prentice Hall, 1979.

_____ & _____. *The Theory of Environmental Policy*, Second Edition. Cambridge:Cambridge University Press, 299 pp. 1988.

BIFANI, P. *Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*. Madrid:IEPALA. 1999.

BISHAI, D.; SINDELAR, J.; RICKETTS, E.; HUETTNER, S.; CORNELIUS, L.; LLOYD, J. J.; HAVENS, J. R.; LATKIN, C. A.; STRATHDEE, S. A. Willingness to Pay for Drug Rehabilitation: Implications for Cost Recovery. In: *Journal of Health Economics* v. 27 p.959-972, 2008. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

BLOMQUIST, G. C; WHITEHEAD, J. C. Resource Quality Information and Validity of Willingness to Pay in Contingent Valuation. *Resource and Energy Economics* v. 20 p.179–196. 1998. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

BLUMENSCHNEIN, K.; JOHANESSON, M. Contemporary Issues Use of Contingent Valuation to Place a Monetary Value on Pharmacy Services: An Overview and Review of the Literature. *Clinicaltherapeutics* vol. 21, nº 8,1999. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

BRUKESE, F. J. Pressão Modernizante, Estado Territorial e Sustentabilidade. In: Cavalcanti, Clóvis (Org). *Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas*. São Paulo:Cortez. 4ª Ed. 2002.

CAMERON, T.; HUPPERT, D. Referendum Contingent Valuation Estimates: Sensitivity to the Assignment of Offered Values. *Journal of the American Statistical Association*, v. 86, n. 416, p. 910- 918, 1991. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

CARSON, R. T. Valuation of Tropical Rainforests: Philosophical and Practical Issues in the Use of Contingent Value. In: *Ecological Economics* v.24, p.15-29, 1998. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

_____.;MITCHELL, R. C.; HANEMANN, M.; KOPP, R.; PRESSER, S. & RUUD, P. A. Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics* v.25 p. 257–286, 2003. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 11/09/2009.

CHEN, S. C. Cost-Effectiveness Analyses: A Basic Overview for Dermatologists. *Journal of Cutaneous Medicine and Surgery*. p. 217–222, 2001;. DOI: 10.1007/s102270000007. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 11/09/2009.

CIRIACY-WANTRUP, S.V. Capital Returns from Soil Conservation Practices. *Journal of Farm Economics* v.29, p.1181– 96, 1947.

COASE, R., *The Problem of Social Cost*. Journal of Law and Economics v.3, p. 1–44, 1960.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE.-CONAMA 237, de 19 de dezembro de 1997. Disponível em www.mma.gov.br

CONSTANZA, R. et al. *Introducción a La Economía Ecológica*. Madrid: AENOR. 1999.

_____. Social Goals and the Valuation of Natural Capital. *Environmental Monitoring and Assessment*, v 86, p.19–28, 2003. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 11/09/2009.

CROPPER, M. L.; OATES, W. E., 1992. Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 30, 675–740. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 15/01/2010.

Davis R. *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Marine Woods*. PhD Thesis. Harvard University; 1963.

ESCOBEDO, F. J.; WAGNER, J. E.; NOWAK; DE LA MAZA, D. J. C. L.; RODRIGUEZ, M.; CRANE, D. E. Analyzing the Cost Effectiveness of Santiago, Chile's Policy of Using Urban Forests to Improve Air Quality. *Journal of Environmental Management*, v.86, p.148–157, 2008.

FIELD, B.; FIELD, M. *Economía Ambiental: Una Introducción*. 3 ed., Madrid: McGraw-Hill, 2003.

FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA. *Indicadores Econômico-Ambientais na Perspectiva da Sustentabilidade*. Documentos FEE 63. Porto Alegre, 2005.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. *Qualidade Ambiental na Bacia do Taquari-Antas*. Disponível em www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_taquari_antas/taquariantas.asp. acesso em 05/01/2007.

_____. *Relatório sobre a Geração de Resíduos Sólidos Industriais no Estado do Rio Grande do Sul*. Maio de 2003. Disponível em www.fepam.gov.br. Acesso em 05/01/2007.

_____. *Diagnóstico da Poluição Hídrica Industrial na Região Hidrográfica do Guaíba*. Porto Alegre, 2001. Disponível em www.fepam.gov.br. Acesso em 01/03/2008.

_____. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas. Diretrizes Regionais para o Licenciamento Ambiental das Hidrelétricas 2009. Disponível em www.fepam.rs.gov.br. Acesso em 05/02/2010.

FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS. Disponível em www.fgv.br.

GARBER, A. M.; PHELPS, C. E. Economic Foundations of Cost-Effectiveness Analysis. *Journal of Health Economics*, v.16, p. 1-31, 1997. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 30/08/2009.

GLAZYRINA, Irina; GLAZYRIN, Vasiliy, VINNICHENK, Sergey. The Polluter Pays Principle and Potential Conflicts in Society. *Ecological Economics*, v.59, p.324 – 330, 2006. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 09/02/2010.

GREEN, D.; JACOWITZ, E.; KAHNEMAN, D.; McFADDEN, D. Referendum Contingent Valuation, Anchoring, and Willingness to Pay for Public Goods. *Resource and Energy Economics*. v.20, p.85–116, 1998.

GUTERMAN, E.; KOOMEY, J.; BROWN, M. Strategies for Cost-Effective Carbon Reductions: a Sensitivity Analysis of Alternative Scenarios. *Energy Policy* v.29, p. 1313–1323, 2001. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

HANEMANN, W. M. Willingness To Pay and Willingness To Accept: How Much Can They Differ? *The American Economic Review*, v. 81, n. 3, p. 635-647, 1991. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

HLATKY, M. A.; SANDERS, G. D.; OWENS, D. K. Cost-Effectiveness of the Implantable Cardioverter Defibrillator. *Cardiac Electrophysiology Review*, v.7, p.479–482, 2003. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

HOROWITZ, J. R. Preferences in the Future. *Environmental and Resource Economics*. V.21, p.241-259, 2002 Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

HUNT, E. K. *História do Pensamento Econômico*. Rio de Janeiro: Campus, 2000.

JOHANNESSON, M.; O'CONNOR, R. M.; KOBELT-NGUYEN, G. Willingness to Pay for Reduced Incontinence Symptoms. *British Journal of Urology*, v.80, p.557–562, 1997. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

KARTMAN, B.; ANDERSSON, F.; JOHANNESSON, M. Willingness to Pay for Reductions in Angina Pectoris Attacks. *Medical Decision Making*, v.16, p. 248–253, 1996. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

KOHN, R. E. A Cost-Effectiveness Model for Air Pollution Control with a Single Stochastic Variable. *Journal of the American Statistical Association*, v. 67, n. 337, p. 19- 22, 1972.

JIMENEZ, Francisco J. B. *Integración Económica Y Medio Ambiente*. Madrid: Dykinson, 1999.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. Rio de Janeiro: Segrac, 4ª edição, 2005.

LANNA, A. E.; CÂNEPA, E. M.; PEREIRA, J. S. O Princípio Usuário Pagador e a Legislação de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul. In: *II Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. São Paulo, Novembro de 1997.

LANNA A. E.; *Gestão das Águas*. Instituto de Pesquisa Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 1999. Disponível em www.ufrgs.br/iph.

LeCLAIR, Mark S.; FRANCESCHI, Dina. Externalities in International Trade: The Case for Differential Tariffs. *Ecological Economics*. V 58, n 3, p.462-472, 2006. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 20/12/2009.

MADDALA, G. S. *Introduction to Econometrics*. Second Edition. Ed.Prentice Hall, 1992.

MATZDORF, B.; LORENZ, J. How Cost-Effective are Result-Oriented Agri-Environmental Measures? - An Empirical Analysis in Germany. *Land Use Policy*, 2009. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

McFADDEN, Daniel; MANSKI, C. *Structural Analysis of Discrete Data with Econometric Applications*. Cambridge, MA; MIT Press, 1981.

MAY, P. H. et al. *Economia e Meio Ambiente*. São Paulo: Atlas, 2003.

MEADOWS, D. et al. *Los Limites del Crecimiento*. México:Fondo de Cultura Económica,1972.

MILL, J. S.. *Princípios de Economia Política*. São Paulo: Abril Cultural, 1983. 360 p. (Série Os Economistas).

MILLER, T. W.; SPICER, K.; KRAUS, R. F.; TAG HEISTER, M. L. S.; BILYEU, J. Cost Effective Assessment Models in Providing Patient-Matched Psychotherapy. *Journal of Contemporary Psychotherapy*, v. 29, n. 2, 1999. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

MITCHELL, R. C.; CARSON, R. T. *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*. Washington, DC. Resource for the Future, 1989.

MORAN, D.; MORAES, A. Complex Goods and Contingent Values: Valuing Uncertainty Environmental Change in The Pantanal; Proceedings of the SCOPE Workshop on Integrated Adaptive Ecological Modeling. 1995. In: *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, 1998.

MOTTA, R. S. *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. Ed. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

MOURATO, J. *Economia Ambiental e dos Recursos Naturais: em que consiste?* Disponível em: <http://www.arocha.org/portugal/noticias/02/econ.htm>. Acesso em: 13/maio/2003.

NARBRO, K.; SJOSTROM, L. Willingness to Pay for Obesity Treatment. *International Journal of Technology Assessment in Health Care*, v.16 n.1, p. 50–59, 2000. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

NOCERA, S.; BONATO, D.; TELSER, H. The Contingency of Contingent Valuation. How Much are People Willing to Pay against to Alzheimer's Disease? *International Journal of Health Care Finance and Economics*, v.2, p.219-240, 2002. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

NORGAARD, R. Valoração Ambiental na Busca de um Futuro Sustentável. In: CAVALCANTI, C. (Org.). *Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentabilidade e Políticas Públicas*. 4^o. ed. - São Paulo: Cortez, 2002.

NORTON, B.; CONSTANZA, R.; BISHOP, R.,. The Evolution of Preferences: Why 'Sovereign' Preferences May Not Lead to Sustainable Policies and What to do About It', *Ecological Economics*, v.24, p.193–211, 1998. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

ORTEGA, A.; DRANITSARIS, G.; PUODZIUNAS, A. L. What are Patients Willing to Pay for Prophylactic Epoetin Alfa? A Cost-Benefit Analysis. *Câncer*, v. 83, n.12, 2588–2596, 1998. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

ORTIZ, R. A. Valoração Econômica Ambiental. In: MAY, P. (Org). *Economia do Meio Ambiente*. Rio de Janeiro:Campus, 2003.

PEARCE, D.; TURNER, K. *Economía de los Recursos Naturales y Del Medio Ambiente*. Madrid:Celeste,1995.

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J. e COMMON, M. *Natural Resource and Environmental Economics*. 3ª ed. Ed. Pearson, 2003.

PHELPS, C. E.; MUSHLIN, A. I. On the (near) Equivalence of Cost Effectiveness and Cost Benefit Analysis. *International Journal of Technology Assessment in Health Care*, v.7, p. 12-21.

PHILIPS, K. A. et al. Willingness to Pay for Poison Control Centers. *Journal of Health Economics*, v.16, p.343-357, 1997. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D. L. *Econometria*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2004.

RICARDO, D. *Princípios de Economia Política e Tributação*. São Paulo: Abril Cultural, 1982. 286 p. (Série Os Economistas).

ROCA, J. J. El Debate Sobre el Crecimiento Económico desde la Perspectiva de la Sostenibilidad y la Equidad. In: *Capitalismo, Desigualdades y Degradación Ambiental*. Barcelona:Icaria Editorial, 2000.

RYAN, M.; RATICLIFFE, J.; TUCKER, J. Using Willingness to Pay to Value Alternative Models of Antenatal Care. *Social Science and Medicine*, v.44, n.3, p. 371–380, 1997. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

SAMAE. Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto. Disponível em www.samaecaxias.com.br.

TIETENBERG, T. *Environmental and Natural Resource Economics*. 6.ed. Boston: Addison-Wesley, 2003.

VENKATACHALAM, L. The Contingent Valuation Method: a Review. *Environmental Impact Assessment Review*, v.24, p.89–124, 2004. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

_____. Environmental Economics and *Ecological Economics*: Where They Can Converge? *Ecological Economics* , v.61, p.550 – 558, 2007. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

_____. Behavioral Economics for Environmental Policy. *Ecological Economics*, v.67, p. 640-645, 2008. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

VARIAN, H. R. *Análisis Microeconômico*. Tercera Edición. Antoni Bosch Editor, 1992.

VEINSTEIN, K.; Hoen, H. F.; Navrud, S.; Jon, S.. Scope Insensitivity in Contingent Valuation of Complex Environmental Amenities. *Journal of Environmental Management*, v.73, p.317–331, 2004. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

_____. Contingent Valuation Controversies: Philosophic Debates about Economic Theory. *The Journal of Socio-Economics*, v.36, p.204–232, 2007. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

WHITTINGTON, D. Improving the Performance of Contingent Valuation Studies in Developing Countries. *Environmental and Resource Economics*, v.22, p.323–367, 2002. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

WHYNES, D. K.; FREWB, E.; WOLSTENHOME, J. L. A Comparison of Tho Methods for Eliciting Contingent Valuations of Colorectal Cancer Screenning. *Journal of Health Economics*, v. 22, p.555–574, 2003. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 28/08/2009.

WILLIG, R. D. Consumer's Surplus without Apology. *American Economic Review*, v.66, p.589– 597, 1976. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

WISER, R. H. Using Contingent Valuation to Explore Willingness to Pay for Renewable Energy: A Comparison of Collective and Voluntary Payment Vehicles. *Ecological Economics*, v.62, p.419–432, 2007. Disponível em www.periodicos.capes.gov.br, acesso em 21/11/2009.

YOUNG, C.E.F. *Economic Adjustment Policies and the Environment: a Case Study of Brazil*. Tese de Doutorado da University of London, 1996.

APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO

CENTRO DE CIÊNCIAS CONTÁBEIS, ECONÔMICAS E ADMINISTRATIVAS

CURSO DE CIÊNCIAS ECONÔMICAS

PROFª MARIA CAROLINA GULLO
PESQUISA ACADÊMICA APLICADA



OBJETO DA PESQUISA: PRESERVAÇÃO DA REPRESA DAL BÓ
a presente pesquisa tem como objetivo verificar se as pessoas conhecem a represa Dal Bó e a importância que ela tem para o abastecimento de água em Caxias do Sul. É uma pesquisa para um trabalho acadêmico, não tem qualquer vínculo com prefeitura, Samae ou qualquer instituição pública ou privada. Os dados serão utilizados apenas para comprovar a eficácia da metodologia.

1) Você mora em Caxias do Sul? SIM (1) NÃO (2)

OBS: RESPOSTA NEGATIVA, DESCARTAR O ENTREVISTADO

2) Em qual bairro? _____

3) Sexo: Feminino (1) Masculino (2)

4) Sua idade: _____ anos

5) Escolaridade:

- (1) não alfabetizado
- (2) ensino fundamental
- (3) ensino médio incompleto
- (4) ensino superior incompleto

6) Você trabalha? SIM (1) NÃO (2) Se a resposta for NÃO, pergunte:

6.1) Está procurando trabalho? SIM (1) NÃO (2)

7) Qual sua renda mensal é:

- (1) até R\$ 768,00
- (2) de R\$769,00 à R\$ 1.064,00
- (3) de R\$ 1.065,00 à R\$4.591,00
- (4) acima de R\$ 4.591,00

8) Dentre as situações abaixo, como vc colocaria em ordem por importância, da mais importante para a menos importante: (1=+importante e 4=menos importante)

- () aquecimento global
- () corrupção no Brasil
- () crise econômica mundial
- () oferta de água (falta de água)

9) você conhece a represa? SIM (1) NÃO (2)

10) você utiliza a represa para lazer? SIM (1) NÃO (2)

11) Se fosse criada uma contribuição (financeira) para ajudar na preservação da represa Dal Bó, você estaria disposto a colaborar? SIM (1) NÃO (2)

12) Com quanto?

- (1) De R\$ 1 à R\$ 2 por mês;
- (2) De R\$ 2 à R\$ 4 por mês;
- (3) mais de R\$ 4 por mês

APÊNDICE B - Modelo *Logit* 1, tendo a DAP como variável dependente.

Dependent Variable: DISPFIN

Method: ML - Binary *Logit* (Quadratic hill climbing)

Date: 01/24/10 Time: 13:56

Sample: 1 250

Included observations: 247

Convergence achieved after 4 iterations

Covariance matrix computed using second derivatives

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
SEXO	-0.374205	0.289668	-1.291842	0.1964
RENDA	0.192552	0.174464	1.103679	0.2697
UTILIZA	-0.122594	0.442588	-0.276995	0.7818
IDADE	-0.018049	0.010191	-1.771024	0.0766
ESCOLARI	-0.457279	0.178002	-2.568947	0.0102
CONHECIM	-0.500859	0.326299	-1.534969	0.1248
BAIRRO	0.001095	0.006944	0.157701	0.8747
C	3.618599	1.184233	3.055648	0.0022
Mean dependent var	0.651822	S.D. dependent var		0.477360
S.E. of regression	0.473910	Akaike info criterion		1.313876
Sum squared resid	53.67709	Schwarz criterion		1.427540
Log likelihood	-154.2637	Hannan-Quinn criter.		1.359638
Restr. log likelihood	-159.6389	Avg. log likelihood		-0.624549
LR statistic (7 df)	10.75060	McFadden R-squared		0.033672
Probability(LR stat)	0.149874			
Obs with Dep=0	86	Total obs		247
Obs with Dep=1	161			

APÊNDICE C - Modelo *Logit* 2, tendo como variável dependente o primeiro intervalo de valores proposto (R\$1,00 à 2,00) àqueles que desejam contribuir.

Dependent Variable: VALOR_A
 Method: ML - Binary *Logit* (Quadratic hill climbing)
 Date: 09/26/09 Time: 13:10
 Sample: 1 163
 Included observations: 161
 Convergence achieved after 5 iterations
 Covariance matrix computed using second derivatives

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO_SER	-0.050783	0.015237	-3.332750	0.0009
ESCOLARI_SER	-0.176253	0.226508	-0.778132	0.4365
CONHECIM	-0.702866	0.454439	-1.546665	0.1219
IDADE	0.007533	0.013801	0.545846	0.5852
RENDA_SER	-0.167854	0.219822	-0.763590	0.4451
SEXO	-0.053264	0.381330	-0.139680	0.8889
UTILIZA	-0.567569	0.637360	-0.890499	0.3732
C	1.123077	0.986414	1.138545	0.2549
Mean dependent var	0.279503	S.D. dependent var	0.450155	
S.E. of regression	0.435258	Akaike info criterion	1.168947	
Sum squared resid	28.98577	Schwarz criterion	1.322061	
Log likelihood	-86.10025	Hannan-Quinn criter.	1.231117	
Restr. log likelihood	-95.38983	Avg. log likelihood	-0.534784	
LR statistic (7 df)	18.57915	McFadden R-squared	0.097385	
Probability(LR stat)	0.009613			
Obs with Dep=0	116	Total obs	161	
Obs with Dep=1	45			

APÊNDICE D- Modelo *Logit* 3, tendo como variável dependente o segundo intervalo de valores proposto (R\$ 2,00 à 4,00) à aqueles que desejam contribuir.

Dependent Variable: VALOR_B
 Method: ML - Binary *Logit* (Quadratic hill climbing)
 Date: 09/23/09 Time: 16:10
 Sample: 1 163
 Included observations: 161
 Convergence achieved after 4 iterations
 Covariance matrix computed using second derivatives

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO_SER	-0.001436	0.012121	-0.118441	0.9057
CONHECIM	-0.202584	0.435080	-0.465624	0.6415
ESCOLARI_SER	-0.088943	0.211164	-0.421202	0.6736
IDADE	0.000568	0.012996	0.043713	0.9651
RENDA_SER	0.092881	0.200497	0.463255	0.6432
SEXO	-0.030593	0.356259	-0.085873	0.9316
UTILIZA	-0.394392	0.560691	-0.703404	0.4818
C	-0.656016	0.926579	-0.707997	0.4789
Mean dependent var	0.285714	S.D. dependent var	0.453163	
S.E. of regression	0.461685	Akaike info criterion	1.288230	
Sum squared resid	32.61240	Schwarz criterion	1.441343	
Log likelihood	-95.70253	Hannan-Quinn criter.	1.350400	
Restr. log likelihood	-96.32140	Avg. log likelihood	-0.594426	
LR statistic (7 df)	1.237757	McFadden R-squared	0.006425	
Probability(LR stat)	0.990031			
Obs with Dep=0	115	Total obs	161	
Obs with Dep=1	46			

APÊNDICE E - Modelo *Logit 4*, tendo como variável dependente o segundo intervalo de valores proposto (mais de R\$ 4,00 mensais) àqueles que desejam contribuir.

Dependent Variable: VALOR_C

Method: ML - Binary *Logit* (Quadratic hill climbing)

Date: 09/23/09 Time: 16:11

Sample: 1 163

Included observations: 161

Convergence achieved after 3 iterations

Covariance matrix computed using second derivatives

Variable	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
BAIRRO_SER	0.038430	0.012065	3.185263	0.0014
CONHECIM	0.786864	0.450348	1.747236	0.0806
ESCOLARI_SER	0.224608	0.203285	1.104890	0.2692
IDADE	-0.009326	0.012739	-0.732040	0.4641
RENDA_SER	0.082740	0.191990	0.430958	0.6665
SEXO	0.069541	0.343807	0.202266	0.8397
UTILIZA	0.663327	0.506488	1.309662	0.1903
C	-2.202384	0.902480	-2.440370	0.0147
Mean dependent var	0.434783	S.D. dependent var	0.497275	
S.E. of regression	0.479211	Akaike info criterion	1.350041	
Sum squared resid	35.13542	Schwarz criterion	1.503155	
Log likelihood	-100.6783	Hannan-Quinn criter.	1.412212	
Restr. log likelihood	-110.2232	Avg. log likelihood	-0.625331	
LR statistic (7 df)	19.08978	McFadden R-squared	0.086596	
Probability(LR stat)	0.007911			
Obs with Dep=0	91	Total obs	161	
Obs with Dep=1	70			

APÊNDICE F - MAPA DOS BAIRROS DE CAXIAS DO SUL

