

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SERVIÇO AMBIENTAL
DE PROTEÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA**

RAQUEL DE SOUZA POMPERMAYER

ORIENTADOR: HUMBERTO ANGELO

TESE DE DOUTORADO EM CIENCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD- 023/2012

BRASÍLIA-DF, MAIO DE 2012

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SERVIÇO AMBIENTAL DE PROTEÇÃO DA
QUALIDADE HÍDRICA

RAQUEL DE SOUZA POMPERMAYER

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO
PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE
DOUTOR.

APROVADA POR:

Prof. Dr. Humberto Angelo (Departamento de Engenharia Florestal/UnB)
(Orientador)

Prof. Dr. Flávio Borges Botelho Filho (Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária –
FAV/UNB)
(Examinador interno)

Prof. Dr. Oscar de Moraes Cordeiro Netto (Departamento de Engenharia Civil de
Ambiental - UNB)
(Examinador interno)

Prof. Dr. Alexandre Nascimento de Almeida (Campus de Planaltina – UNB)
(Examinador externo)

Prof. Dr. João Carlos Garzel Leodoro da Silva (Universidade Federal do Paraná - UFPR)
(Examinador externo)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Departamento de Engenharia
Florestal/UnB)
(Suplente)

Brasília, 04 de maio de 2012.

FICHA CATALOGRÁFICA

POMPERMAYER, RAQUEL DE SOUZA

Valoração econômica do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica.

[Distrito Federal] 2012.

178p., 210x297mm (EFL/FT/UnB, Doutor, Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

1. valoração econômica

2. serviços ambientais

3. qualidade hídrica

4. externalidades

I. EFL/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

POMPERMAYER, R. S. (2012). Valoração econômica do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica. [Distrito Federal] 2012. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL. TD – 023/2012, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 178 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Raquel de Souza Pompermayer.

TÍTULO: Valoração econômica do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica

GRAU: Doutor

ANO: 2012

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Raquel de Souza Pompermayer
SQN 203 Bl. B Ap. 107
70833-020- Brasília – DF – Brasil
rasop97@yahoo.com

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho com sua presença, pelo consolo, saúde e perseverança.

Ao professor Dr. Humberto Angelo por toda confiança em mim depositada, pelos ensinamentos, pela atenção dispensada e motivação.

A CAESB, nas pessoas de Ulisses Assis Pereira, Augusto Cesar da Silva Maia, Suzana Maria Fernandes Alípez, Milton da Costa Araújo Filho, Márcio Niemeyer Borges e Vanusa Meireles.

Aos professores e colegas do Departamento de Engenharia Florestal da UnB pela oportunidade de convivência e aprendizado.

Ao professor Dr. Oscar de Moraes Cordeiro Netto, pelas conversas esclarecedoras, sugestões e incentivo.

À coordenação do curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal e aos funcionários da secretaria e das bibliotecas pela colaboração.

A todos os meus familiares, em especial, aos meus pais, Joaquim José de Souza e Aparecida Melegari de Souza, por me incentivarem sempre e por serem meus exemplos de luta e dedicação.

Às minhas filhas Marina e Flávia por encherem de alegria o meu viver e ao meu esposo Máximo Luiz Pompermayer pelo apoio e, especialmente, por ajudar a manter a união da família até o presente momento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo suporte financeiro.

Às pessoas amigas que deram sua contribuição através de motivação e conselhos, minha profunda gratidão.

*“É somente nas misteriosas equações do amor que
qualquer lógica ou razão pode ser encontrada”.*

Jonh Nash

RESUMO

Este trabalho propõe a valoração econômica do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica em bacias hidrográficas de captação urbana. Procurou-se quantificar os custos sociais da degradação da qualidade hídrica. A área de abrangência do estudo é o Distrito Federal, cujos mananciais são utilizados para o abastecimento urbano das regiões administrativas. À luz de experiências internacionais, procurou-se elaborar um procedimento de valoração econômica que permita dimensionar a magnitude dos impactos da perda da cobertura florestal sobre o bem-estar social. De maneira geral, os resultados apontam que os custos sociais da degradação da qualidade hídrica atingem os consumidores. As variações nos níveis de excedente econômico do consumidor fornecem uma medida do custo social da perda do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica. Os impactos da degradação da qualidade hídrica foram estimados em duas classes de consumidores residenciais do sistema público de abastecimento. Na categoria popular (baixa renda), o custo social foi estimado em R\$ 7,0 milhões por ano, o que representa 8,9% da despesa total de água dos consumidores dessa categoria, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008. Na categoria normal (de renda média a alta) o custo social foi estimado em R\$ 12,9 milhões por ano, o equivalente 6,8% da despesa total de água dos consumidores no período estudado.

Palavras-chave: valoração econômica, qualidade hídrica, serviços ambientais, externalidades, bacia hidrográfica, áreas protegidas.

ABSTRACT

This thesis proposes the economic valuation of environmental services to protect water quality in watersheds for urban supply. We sought to quantify the social costs of water quality degradation. The area covered by the study is the Federal District, whose water sources are used for urban supply of administrative regions. Based on international experiences, we sought to develop an economic evaluation procedure to scale the magnitude of the impacts of loss of forest cover on welfare. The results show that the social costs of water quality degradation reach to the consumers. Variations in levels of economic surplus of consumers provide a measure of the social cost of loss of environmental services for the protection of water quality. The impacts of water quality degradation were estimated in two classes of residential customers. In popular category (low income), the social cost was estimated at R\$ 7.0 million per year, which represents 8.9% of total expenditure of water consumers in this category, from January 2003 to December 2008 . In the normal category (medium and high income) the social cost was estimated at R\$ 12.9 million per year, which represents 6.8% of total expenditure of water consumers.

Keywords: economic valuation, water quality, environmental services, externalities, protected areas.

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 2.1:	Custos de tratamento baseado no percentual de florestas da bacia.....	12
Tabela 2.2:	Hierarquização do percentual de cobertura florestal e do custo específico de produtos químicos.....	12
Tabela 2.3:	Sumário das principais experiências empíricas na literatura de modelagem da demanda residencial de água.....	49
Quadro 4.1:	Consumo total de água (m ³), número de consumidores, população residente (habitantes) e consumo específico mensal (m ³ /con.mês).....	93
Quadro 4.2:	Índices máximo, médio e mínimo de consumo específico mensal de água (m ³ /cons.mês).....	95
Quadro 4.3:	Consumo mensal, número de consumidores comerciais, consumo específico e participação relativa do setor comercial no consumo global de água.....	98
Quadro 4.4:	Consumo mensal, número de consumidores, consumo específico e participação relativa da classe residencial normal no consumo urbano de água.....	100
Quadro 4.5:	Consumo mensal, número de consumidores, consumo específico e participação relativa da classe residencial popular no consumo urbano de água.....	102
Tabela 5.1	Estimativas do modelo de custo de tratamento para as bacias estudadas.....	127
Tabela 5.2:	Estimativa dos coeficientes dos custos de produção água em bacias de captação do Distrito Federal.....	131
Tabela 6.1:	Parâmetros para as duas classes de consumidores, quantidade média comercializada (m ³ /mês) e elasticidade-preço.....	145
Tabela 6.2:	Estimativa do custo social da degradação e seus impactos sobre os consumidores de água da categoria residencial popular (em reais de dezembro 2008).....	146
Tabela 6.3:	Estimativa do custo social da degradação e seus impactos sobre os consumidores de água da categoria residencial normal (em reais de dezembro 2008).....	147

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1:	Variação no custo de tratamento explicada pela variação na cobertura florestal.....	11
Figura 2.2:	Aumento na produção anual de água após o desmatamento de floresta tropical versus percentual de área desmatada.....	14
Figura 2.3:	Acréscimo na produção de água após desflorestamento total em relação à precipitação anual	14
Figura 2.4:	Determinação da recarga mais escoamento superficial com a cobertura florestal atual e com a triplicação da cobertura florestal.....	15
Figura 2.5:	Relação entre as funções do ecossistema, os serviços ecossistêmicos e os valores econômicos.....	19
Figura 2.6:	Medidas de bem-estar econômico.....	21
Figura 2.7:	Medida dos benefícios relacionados a diferentes regimes de gerenciamento da pesca.....	33
Figura 3.1:	Medida de bem-estar para firma de único produto; (b) medida de bem-estar entre produtores e consumidores.....	59
Figura 3.2:	Fluxograma da amostragem dos dados de séries temporais e obtenção de variáveis.....	65
Figura 3.3:	Receita total, preço marginal real e suas estimativas lineares.....	68
Figura 3.4:	Variação no bem-estar social devido à mudança da qualidade ambiental (CSBD).....	89
Figura 4.1:	Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água no Distrito Federal.....	94
Figura 4.2:	Índices de consumo específico mensal máximo, médio e mínimo de água (m ³ /cons.mês).....	94
Figura 4.3:	Participação relativa das categorias de consumidores no consumo total de água (%).....	96
Figura 4.4:	Participação relativa das categorias de consumidores no consumo total de água.....	97
Figura 4.5:	Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água da categoria residencial normal.....	99
Figura 4.6:	Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água da categoria residencial popular.....	101
Figura 5.1:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s e %, e da turbidez, em uT e %, nas quatro captações do Cabeça do Veado.....	113
Figura 5.2:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s, e da turbidez, em uT, na captação do Cachoeirinha.....	114
Figura 5.3:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s, e da turbidez, em uT, nas captações do Barroirão e do Capão da Onça, respectivamente.....	115

Figura 5.4:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s, e da turbidez, em uT, na área de drenagem da captação do Paranozinho.....	116
Figura 5.5:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s, e da turbidez, em uT, nos sistemas de captação Corguinho e Contagem, respectivamente.....	118
Figura 5.6:	Evolução do comportamento da vazão, em m ³ /s, e da turbidez, em uT, na área de drenagem da captação do Córrego Quinze.....	119
Figura 5.7:	Variação nos custos marginal e médio do insumo ambiental nas bacias estudadas.....	134
Figura 6.1:	(a)Modelo linear Lindner e Jarrett (1978) e (b) a abordagem de Rose (1980).....	144
Figura 6.2:	Perdas dos benefícios da comercialização da água na categoria residencial popular.....	146
Figura 6.3:	Perdas dos benefícios da comercialização da água na categoria residencial normal.....	147

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	1
1.2 CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA.....	2
1.3 JUSTIFICATIVAS E RELEVÂNCIA DA ABORDAGEM UTILIZADA.....	4
1.4 OBJETIVOS.....	6
1.5 ESTRUTURA DA TESE.....	7
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	9
2.1 A COBERTURA FLORESTAL E A DISPONIBILIDADE HÍDRICA.....	9
2.2 FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS, SERVIÇO AMBIENTAL E VALOR ECONÔMICO.....	16
2.3 EXCEDENTE ECONÔMICO E AS CURVAS DE OFERTA E DE DEMANDA.....	19
2.4 TÉCNICAS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA DE RECURSOS OU SERVIÇOS AMBIENTAIS.....	22
2.4.1 Métodos da função de demanda.....	23
2.4.1.1 O método do custo de viagem.....	23
2.4.1.2 O método dos preços hedônicos.....	25
2.4.1.3 O método de valoração contingente.....	27
2.4.2 Método da função de produção.....	28
2.4.2.1 - o método da mudança da produtividade marginal.....	29
2.5 A ESPECIFICAÇÃO ECONOMÉTRICA DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA.....	35
2.5.1 A função de demanda no contexto de tarifas em blocos.....	37
2.5.2 Implicações da tarifa em blocos na demanda do consumidor.....	39
2.5.3 A especificação do preço no contexto das tarifas em blocos.....	42
2.5.3.1 A especificação do preço médio e implicações na demanda de água.....	42
2.5.3.2 Especificação sobre o preço médio <i>versus</i> preço marginal.....	47
3. METODOLOGIA.....	56
3.1 ABORDAGEM CONCEITUAL.....	57
3.2 FORMAÇÃO DE UM BANCO DADOS E INFORMAÇÕES	

	SOBRE A ÁREA DE ESTUDO.....	60
3.3	ESPECIFICAÇÃO DOS DETERMINANTES DA DEMANDA DE ÁGUA.....	64
	3.3.1 Preço.....	66
	3.3.2 Clima.....	70
	3.3.3 Renda.....	72
3.4	ESPECIFICAÇÃO DA FUNÇÃO DE DEMANDA RESIDENCIAL DE ÁGUA.....	73
3.5	CONDICIONANTES DA OFERTA DE ÁGUA POTÁVEL NO SISTEMA PRODUTOR.....	78
3.6	ESPECIFICAÇÃO DA FUNÇÃO DE CUSTO DE TRATAMENTO DA ÁGUA.....	80
	3.6.1 Análise dos efeitos da sazonalidade no custo de tratamento de água.....	82
	3.6.2 Especificação da função agregada de custo de fornecimento de água.....	83
3.7	DETERMINAÇÃO DO VALOR DO SERVIÇO ECOSSISTÊMICO DA FLORESTA.....	88
4.	ANÁLISE DA DEMANDA RESIDENCIAL DE ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL	92
4.1	A EVOLUÇÃO E A ESTRUTURA DO CONSUMO URBANO DE ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL.....	93
	4.1.1 A evolução do consumo de água por setor de atividade.....	97
	4.1.1.1 Aspectos do consumo de água no setor comercial.....	98
	4.1.1.2 Aspectos do consumo de água na categoria residencial.....	99
4.2	A ESPECIFICAÇÃO DA FUNÇÃO DE DEMANDA RESIDENCIAL DE ÁGUA.....	103
4.3	CONSIDERAÇÕES SOBRE O CAPÍTULO.....	108
5.	ANÁLISE DOS IMPACTOS DA QUALIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL.....	110
5.1	O COMPORTAMENTO DA QUALIDADE DO INSUMO AMBIENTAL NAS BACIAS SELECIONADAS.....	112
	5.1.1 Cabeça do veado.....	113
	5.1.2 Cachoeirinha.....	115
	5.1.3 Capão da onça e barrocão.....	116
	5.1.4 Paranoazinho.....	118
	5.1.5 Contagem e orguinho.....	119
	5.1.6 Córrego quinze.....	121
5.2	OS IMPACTOS DA QUALIDADE HÍDRICA NOS CUSTOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	122
	5.2.1 Análise de experiências relevantes no contexto estudado.....	123
	5.2.2 A sazonalidade da qualidade hídrica no custo de Tratamento.....	126

5.2.3 Estimativa das perdas de benefícios da redução da qualidade hídrica.....	132
5.3 CONSIDERAÇÕES SOBRE O CAPÍTULO.....	137
6. VALORAÇÃO ECONÔMICA DA DEGRADAÇÃO DO SERVIÇO AMBIENTAL DE OFERTA DE QUALIDADE HÍDRICA.....	140
6.1 AS IMPLICAÇÕES DA ESCASSEZ DE QUALIDADE HÍDRICA SOBRE A OFERTA DE ÁGUA POTÁVEL.....	142
6.2 MENSURAÇÃO DO CUSTO SOCIAL DA DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA.....	144
6.2.1 Aspectos conceituais dos benefícios e custos de mudanças tecnológicas.....	145
6.2.2 Aplicação da abordagem ao caso estudado.....	147
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	152
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	155
APÊNDICES.....	168
ANEXOS.....	171

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

APA – Área de Proteção Ambiental

CAESB/ DP/ PHI - Companhia de Saneamento do Distrito Federal, Diretoria de Produção e Comercialização, Superintendência de Recursos Hídricos

CAESB/PHIPP - Companhia de Saneamento do Distrito Federal, Coordenadoria de Proteção dos Recursos Hídricos

DIEESE - Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos

ETA – Estação de Tratamento de Água

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

gal. – galões

GDF – Governo do Distrito Federal

Km² – quilômetro quadrado

m³/s - metro cúbico por segundo

mm. ano⁻¹ – milímetro por ano

MTE/FAT - Ministério do Trabalho e Emprego, Fundo de Amparo ao Trabalhador

R\$ - reais

SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados

SETRAB - Secretaria de Trabalho do Distrito Federal

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SPSS - Statistical Package for the Social Sciences

USD - dólar dos Estados Unidos

UTS - Unidades de tratamento simplificado

VET - Valor Econômico Total

1 – INTRODUÇÃO

1.1 – Considerações iniciais

O crescimento populacional, aliado à ocupação desordenada da terra, tem acelerado a conversão dos ecossistemas naturais em usos agrícolas, industrial e residencial. Cada vez é maior a demanda por serviços e insumos ambientais; fibras, madeira, provisão de água, fertilidade do solo, bem como a pressão sobre a capacidade dos ecossistemas naturais em assimilar os resíduos, a poluição do ar e da água. As pressões crescentes sobre os ecossistemas têm provocado uma redução de sua capacidade satisfazer às necessidades humanas. Particularmente, o avanço da urbanização sobre os mananciais tem deteriorado sua qualidade e quantidade, alterando seus custos de tratamento, em especial, em bacias desprotegidas de florestas ripárias e cobertura vegetal.

A manutenção da qualidade hídrica para abastecimento público constitui um dos principais serviços ambientais prestados por áreas protegidas. Torna-se necessário, assim, dimensionar os impactos econômicos da perda da cobertura florestal sobre a disponibilidade hídrica da bacia. No Brasil, existem várias áreas protegidas que cumprem essa finalidade, com destaque para o Parque Nacional de Brasília, no Distrito Federal, responsável pela provisão de água para a Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB).

Um requisito essencial para determinar o impacto de áreas florestadas sobre o uso da água seria a quantificação de sua contribuição na vazão bacia hidrográfica de captação. Dessa forma, seria possível dimensionar os impactos da perda do serviço ambiental de áreas protegidas na bacia hidrográfica de captação de um sistema produtor. No entanto, estimativas dessa natureza e metodologias apropriadas não estão, ainda, consolidadas.

Como os serviços ecossistêmicos de áreas protegidas não possuem preço no mercado, seu valor econômico geralmente é ignorado. Muitas vezes, até são reconhecidos, mas não são mensurados nem usados nas decisões sobre gerenciamento desse recurso (KRAMER et al., 1992 ; BISHOP e LANDELL-MILLS, 2002). A falta de informações precisas da magnitude dos benefícios de áreas protegidas constitui um grande desafio ao manejo florestal sus-

tentável. Assim, esforços concretos para dimensionar os impactos dessas áreas no bem-estar econômico podem auxiliar políticas públicas de financiamento de sua recuperação.

Nesse contexto, uma abordagem conceitual fundamentada no método da variação na produção marginal fornece medidas de bem-estar, resultantes de variações num parâmetro ambiental representativo do serviço ecossistêmico. A variável ambiental é utilizada como um *input* da produção de um bem com preço de mercado. O valor do serviço ecossistêmico pode ser interpretado como uma medida de bem-estar econômico, obtida a partir da variação nos excedentes do produtor e do consumidor.

Várias aplicações do método da variação da produtividade são relatadas na literatura. Barbier e Strand (1998) e Bell (1997) valoraram os impactos da variação da área de *wetland* na atividade pesqueira. Acharya e Barbier (2000) determinam o valor do serviço ambiental de recarga das águas subterrâneas por *wetlands* do norte da Nigéria, como suporte à produção agrícola irrigada na estação seca. Pattanayak (2001) combinou modelagem hidrológica com técnicas econométricas para valorar um serviço ecossistêmico complexo: a mitigação de escassez hídrica prolongada para comunidades agrícolas da Indonésia, em áreas protegida por florestas tropicais.

Recentemente, Nunez et al. (2005) e Figueroa e Pasten (2008) estimaram o valor econômico das florestas temperadas do Chile para o suprimento de água para abastecimento público. A vazão da bacia hidrográfica expressa o serviço ecossistêmico de florestas para a oferta de água purificada naturalmente. Outros estudos tem se concentrado nos efeitos dos sedimentos na qualidade da água para abastecimento. Page e Knowler (2011) utilizam o método da produtividade para relacionar os impactos da atividade florestal na produção de sedimentos (uso de estradas) com os custos de tratamento da água.

1.2 - Contextualização do problema

Atualmente, a disponibilidade de recursos hídricos vem diminuindo, devido à redução da oferta e o comprometimento de sua qualidade. A conversão sistemática de florestas nativas em outras formas de uso da terra compromete a sua resiliência. Assim, a degradação da floresta provocada pelo uso intenso da terra tem efeitos negativos sobre os fluxos de água

no solo, sobretudo na estação seca, alterando os níveis de vazão na bacia hidrográfica (NUNEZ et al., 2006 ; LELE, 2009).

Recentemente, a Agência Nacional de Águas – ANA divulgou nota técnica sobre a adequação ou necessidade de modificação das condicionantes existentes no Código Florestal e demais legislações correlatas, especialmente quanto aos impactos dos recursos hídricos e seus múltiplos usos. Constam-se considerações quanto à manutenção e ampliação benefícios de áreas protegidas em bacias hidrográficas para melhoria da qualidade e ampliação da oferta de água, principalmente, para abastecimento humano (ANA, 2010).

Todavia, o papel das áreas protegidas no provimento de serviços não é facilmente internalizado no sistema econômico. Isso porque seu valor não é percebido pelos usuários, que na maior parte dos casos não pagam diretamente pelo seu uso. Nesse sentido, o referido documento atesta necessidade imediata de desenvolver programas de pagamento por serviços ambientais. Trata-se de uma maneira de reconhecer que os benefícios gerados por áreas protegidas são apropriados pela população, na forma de benefícios sociais.

No contexto da problemática descrita anteriormente, o desafio consiste na busca de um mecanismo de valoração capaz de atender o seguinte requisito: mensurar a magnitude das externalidades (custos ou benefícios) geradas pelas mudanças na qualidade e na quantidade de um insumo ambiental. Neste estudo, assumiu-se como insumo ambiental (*input*) a vazão específica média mensal que contribui para a captação da bacia hidrográfica que integra o sistema produtor. Tendo em vista a natureza do problema, outro aspecto a ser considerado na escolha da abordagem de valoração é a disponibilidade de dados, pois a falta de um banco de dados consistentes pode inviabilizar o uso da abordagem de valoração escolhida para responder aos propósitos pendentes.

Assim, as investigações foram feitas sob a perspectiva econômica global, isto é, do ponto de vista da sociedade, assumindo-se que a perda do serviço ambiental de provisão de qualidade hídrica na bacia de captação, devido às mudanças na cobertura florestal, promove uma redução no nível de bem-estar social. A redução do bem-estar econômico é uma medida do custo social da escassez de qualidade hídrica, o qual atinge a população usuária de água do sistema de abastecimento público.

1.3 - Justificativas e relevância da abordagem utilizada

A fraca percepção dos benefícios econômicos indiretos proporcionados pela qualidade ambiental é responsável pelas divergências de interesses. Por um lado, a não conversão de florestas para a agricultura, por exemplo, preserva sua função de provimento de serviços ecossistêmicos imprescindíveis. De outro, impede a sociedade de desfrutar os benefícios da produção agrícola. Assim, na avaliação das implicações de diferentes cursos de ação, não é suficiente apenas saber que ecossistemas são valiosos para o provimento de bens e serviços. Também, é necessário conhecer o quão importante são os serviços ecossistêmicos, e, como seu valor é afetado por diferentes formas de gestão (WORLD BANK, 2004).

Um requisito fundamental para a proteção de florestas é que, o valor econômico associado à sua conservação transcenda o valor das alternativas de uso dos recursos florestais. Assim, instrumentos de valoração podem ser aplicados na determinação do valor de bens ou serviços não valorados pelo mercado, como é o caso do serviço ambiental de áreas protegidas para a oferta de água de boa qualidade (PEARCE, 2001).

As diferentes formas de manejo da floresta podem comprometer a oferta de água naturalmente purificada, que é utilizada como um insumo do processo produtivo de água potável nos sistemas produtores. A perda dos benefícios econômicos resultantes do desmatamento impõe um custo social sobre os produtores e consumidores. O custo social resultante da redução no nível de bem-estar econômico dos consumidores pode ser dimensionado partir de métodos de valoração baseados na mudança da produtividade. O método em questão fundamenta-se na abordagem da função de produção, que dimensiona a variação no bem-estar do consumidor a partir da variação no produto marginal e, portanto, no custo de produção marginal de água.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) estabelece, em seu art. 47, que *“órgão ou empresa, público ou privado, responsável pelo abastecimento de água ou que faça uso de recursos hídricos, beneficiário da proteção proporcionada por uma unidade de conservação, deve contribuir financeiramente para a proteção e implementação da unidade”*, conforme o disposto em regulamentação específica, Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Desse modo, a percepção da magnitude dos benefícios econômicos associados às áreas protegidas poderá subsidiar a definição de valores para o pagamento por ser-

viços ambientais, visando à efetiva consolidação dessas áreas para a ampliação da oferta desses serviços.

Refletindo a respeito do exposto anteriormente, seria interessante uma abordagem que permitisse capturar medidas de valor econômico do serviço ambiental, em termos de medidas de custos ou benefícios marginais. Nessa perspectiva, insere-se o método da produtividade marginal que, fundamentado no conceito de excedente econômico, propõe a derivação das curvas de “demanda-benefício” do consumidor e de “oferta-custo” do produtor.

A abordagem da produtividade marginal reflete diretamente o efeito da qualidade do insumo ambiental (input) sobre custo de produção de água potável. Isso porque a água naturalmente filtrada pela cobertura vegetal é um substituto direto para outros insumos do processo produtivo; tais como produtos químicos utilizados para filtração e purificação na planta de tratamento. O custo de oferta da *commodity* é constituído pelos custos fixos e variáveis para cada nível do *output* (ou bem final).

Portanto, o método escolhido captura o impacto da variação no custo de tratamento provocado pelo incremento ou diminuição de uma unidade do insumo ambiental (custo marginal do insumo ambiental). Uma vez conhecidas as variações no custo marginal, o deslocamento da curva de oferta de água pode ser determinado e, conseqüentemente, a variação dos benefícios para a sociedade.

Tão ou mais importante que os resultados obtidos são as ferramentas de análise empregadas. Visando atender a esse requisito, destaca-se a importância de especificar uma ligação apropriada entre as mudanças físicas na qualidade ambiental (isto é, na qualidade da água bruta) e as variações no custo de produção. Tais relações físicas entre qualidade ambiental e produção do *output* são estabelecidas quando a qualidade hídrica é tratada como um *input* numa função de produção ou de custo.

Na prática, o recurso ambiental pode ser tratado como um substituto perfeito para outros insumos. No caso da produção de água, o aumento da qualidade da água bruta significa uma diminuição na quantidade de produtos químicos e energia gastos no seu tratamento. Em outras palavras, quando a produção é beneficiada pela melhoria da qualidade do insu-

mo ambiental (qualidade da água bruta), ocorre uma redução nos custos de oferta de água tratada, proporcionando benefícios econômicos para os usuários.

Tais benefícios correspondem aos ganhos de excedente econômico (nível de satisfação do produtor e do consumidor). Se o preço de mercado do bem (água potável) não muda com a melhoria da qualidade do recurso ambiental, os consumidores não são afetados e, portanto, os benefícios podem ser estimados somente a partir das mudanças no excedente do produtor. Em síntese, o valor econômico do serviço ambiental é expresso como uma medida do benefício ou do custo social, advindo da melhoria ou da degradação da qualidade ambiental da bacia.

1.4 - **Objetivos**

O trabalho tem por finalidade formular um procedimento conceitual-empírico de valoração do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica, em bacias hidrográficas de captação para abastecimento público.

Mais especificamente, propõem-se:

- 1 – identificar os determinantes da demanda de água do sistema de abastecimento público e definir a variável ambiental representativa do serviço ambiental de provimento de água filtrada naturalmente;
- 2 – estimar a função de demanda de água para duas categorias de consumidores de água na área de estudo e analisar os efeitos das variáveis determinantes em seu comportamento;
- 3 - estimar uma função de custo de tratamento de água para os sistemas produtores de água selecionados e analisar a influência da sazonalidade e dos impactos das alterações da qualidade hídrica em seu comportamento;
- 4 – derivar, a partir da resposta da demanda de água em relação ao preço e da resposta do fornecedor do serviço de abastecimento em relação ao preço, uma medida do bem-estar econômico.

- 5 estimar a partir das variações de bem-estar econômico os custos sociais da degradação da qualidade hídrica que atingem os consumidores de água do sistema de abastecimento público;
- 6– avaliar as implicações das perdas de benefícios dos consumidores de água e refletir sobre a natureza e magnitude do valor econômico sob uma perspectiva econômica global, como mecanismo de percepção dos impactos da redução da qualidade do recurso ambiental, a fim de torná-los disponíveis a conservação.

1.5 – Estrutura da tese

Visando à exposição dos esforços de investigação relacionados aos procedimentos teóricos e metodológicos, de levantamento e organização de dados e de síntese de informações, este trabalho encontra-se distribuído em sete capítulos. No segundo capítulo, procurou-se fornecer suporte teórico ao trabalho para sustentar os argumentos, métodos e procedimentos empregados na sua elaboração.

No Capítulo 3, procurou-se formular uma metodologia coerente com o contexto analisado e com os objetivos propostos. Para tanto, procedimentos foram formulados, baseando-se nos preceitos do método da variação da produtividade marginal, bem como sua validação para o caso estudado. Dentro dos limites e do escopo do trabalho e à luz estudos e experiências similares, buscou-se desenvolver um ferramental flexível e de fácil compreensão, buscando possíveis melhoramentos futuros e aplicações em outras situações ou contextos similares. A finalidade é reunir informações e instrumentos que possibilitem a percepção da dimensão dos impactos da perda de benefícios econômicos, decorrente da degradação da qualidade hídrica.

A primeira etapa de aplicação dos procedimentos refere-se ao Capítulo 4. Primeiramente, o capítulo traz uma caracterização do perfil do consumo urbano de água foi caracterizado entre as tipologias de usuários (residencial, comercial, público e industrial). Com ênfase no setor residencial, já que o mesmo constitui a classe de demanda de interesse, procurou-se investigar as variações no consumo e no número de consumidores, além de possíveis influências de fatores socioeconômicos, climáticos e demográficos no consumo de água.

Em seguida, a estrutura da demanda residencial de água foi examinada, levantando os fatores endógenos e exógenos que, de uma forma ou de outra, determinam o uso residencial de água. A partir de dados de séries temporais de consumo de água no Sistema de Abastecimento Público e das condições climáticas e sócioeconômicas, derivam-se uma curva de demanda urbana de água para o Distrito Federal. São extraídos parâmetros importantes para a avaliação da sensibilidade da demanda, frente às variações de preço da água potável e de renda dos consumidores.

O Capítulo 5 constitui a segunda etapa de implementação dos procedimentos elaborados no Capítulo 3 (Metodologia). Inicialmente, caracterizou-se o comportamento da variável ambiental representativo da qualidade hídrica nos sistemas selecionados. Na área de estudo, os sistemas produtores selecionados compreendem às seguintes bacias de captação: Cabeça do Veado, Cachoeirinha, Paranoazinho, Contagem, Corguinho, Capão da Onça e Barroão. Nas referidas bacias, procurou-se analisar a influência da variável ambiental no custo de tratamento de água. No primeiro momento, as bacias foram tomadas de forma individual, avaliando o efeito da sazonalidade da qualidade hídrica no custo de tratamento. Depois os sistemas foram agregados, visando à obtenção de uma função agregada de custo. Trata-se de uma etapa fundamental, pois a especificação da função agregada de custo permite determinar os custos marginais e médios do insumo ambiental.

Finalmente, no Capítulo 6, os valores econômicos são dimensionados tomando-se as medidas das áreas formadas entre as curvas de oferta e da demanda de água no sistema de abastecimento. Para capturar a magnitude do deslocamento da curva de oferta, recorreu-se a uma formulação simplificada baseada no excedente econômico. Teoricamente fundamentada nos princípios do consagrado método de valoração da produtividade marginal, esse método estima partir de parâmetros das funções de demanda e de oferta, as variações no nível de bem-estar econômico. Em seguida, discute-se a magnitude dos impactos da degradação da qualidade hídrica sob a perspectiva econômica global, ou seja, do ponto de vista da sociedade.

2 - REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 – A cobertura florestal e a disponibilidade hídrica

As crescentes taxas de desmatamento causam significativos impactos ambientais, sociais e econômicos. A conversão da cobertura florestal em outras formas de uso da terra modifica a quantidade e a duração da distribuição das vazões na bacia hidrográfica. Isso ocorre porque as mudanças na cobertura florestal alteram o processo de evaporação da precipitação interceptada, bem como a evaporação da água que retorna das raízes por meio da transpiração. O balanço entre tais componentes determina a magnitude do impacto do desmatamento no regime de vazões (ROBERTS, 2001).

No que diz respeito ao regime de vazões, o desmatamento perturba o sistema hidrológico, destruindo o denominado "efeito esponja" das florestas. Tal efeito é caracterizado pela capacidade da floresta de absorver a umidade no período chuvoso, liberando-a, gradualmente, por meio de descargas de águas subterrâneas. Esse fenômeno mantém o fluxo dos rios, mesmo durante o período seco (EFTEC, 2005). Quanto ao aspecto da qualidade hídrica, destaca-se que a perda da cobertura florestal, pela plantação de novas florestas ou pelo desmatamento, provoca o aumento da produção de sedimentos, que são os principais responsáveis pela deterioração da qualidade hídrica.

Em áreas desflorestadas, o movimento do sedimento é bastante diferente do material dissolvido. Enquanto a concentração do último não muda com o regime de escoamento, o nível de sedimento aumenta quase que exponencialmente. Entre os inúmeros efeitos da acumulação de sedimentos nos cursos de água, destaca-se o aumento da turbidez da água e o transporte de químicos adsorvidos ao sedimento, em especial o fósforo (ROBERTS, 2001).

Brown et al. (2008) modelaram o fluxo de água e a precipitação nos Estados Unidos, referentes a um período de mais de quarenta anos, constatando que florestas são responsáveis por 53% da oferta de água naquele país. Como as florestas são convertidas em outros usos da terra, seus benefícios tendem a diminuir. Por conseguinte, as plantas de tratamento de água sofrem sobrecarga de poluentes (CRETAZ e BARTEN, 2007).

Ernst (2004) investigou a ligação entre o percentual de cobertura florestal da bacia hidrográfica e os custos de tratamento de água. Freeman et al. (2008) utilizaram um modelo linear para examinar a relação entre qualidade da água, uso da terra e custo de tratamento. Os autores citados constataam que a baixa cobertura florestal estava relacionada com alto nível de turbidez, enquanto a cobertura florestal intensa estava relacionada com baixa turbidez. De maneira expressiva, os resultados sugerem que um aumento de 10% na cobertura não florestada resulta numa redução de 3,27% a 47,47% no custo do tratamento da água.

As bacias hidrográficas com grandes proporções de terras cobertas por florestas intactas e as *wetlands*¹ são altamente eficazes na moderação do escoamento superficial e na purificação da água para abastecimento. A vegetação e o solo das áreas protegidas por florestas possuem notável capacidade para a filtração de poluentes e sedimentos, que poderiam atingir corpos de água. Como exemplo de áreas protegidas por florestas para a produção de água, cita-se a cidade de Bogotá, na Colômbia, que utiliza um sistema de *wetland* para o abastecimento de água potável de cerca de 8,0 milhões de habitantes. A vegetação desse sistema contribui pra a filtração, a purificação e a disponibilização de água potável a uma taxa de 28,0 m³/s, com uma variação sazonal mínima e com uma mínima necessidade de tratamento (POSTEL e THOMPSON, 2005).

Nesse caso, a alta confiabilidade e qualidade da água proveniente da *wetland* são traduzidas pelos baixos custos de capital e de tratamento da água para consumo humano. Segundo Quintero (2004), a água captada nesse sistema e entregue para o sistema de tratamento é tão limpa que o único tratamento recebido é a cloração e a filtração, em caso de aumento significativo da turbidez durante as chuvas, o que raramente acontece. Em países industrializados, as áreas protegidas na bacia hidrográfica contribuem sobremaneira para a redução do capital, da operação e dos custos de manutenção dos sistemas de tratamento de água.

Em 2002, um estudo conduzido pela *Trust for Public Land & The American Water Works Association* analisou 27 fornecedores de água dos Estados Unidos. O estudo constata que

¹ Nos termos da Convenção de RAMSAR (Irã, 1971), *wetlands* são definidas como áreas de pântano, charco, turfa ou água natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de águas marinhas, cuja profundidade não exceda seis metros durante a maré baixa. A referida convenção estabelece que *wetlands* podem incorporar zonas ribeirinhas e costeiras situadas nas suas adjacências, bem como ilhas ou corpos de águas marinhas, com profundidade acima de seis metros na maré baixa, situadas no interior da zona úmida. Disponível em: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_0.

cerca de 50% a 55% da variação nos custos de tratamento de água pode ser explicada pelo percentual de cobertura florestal da bacia hidrográfica (Figura 2.1). A variação percentual de 50% nos custos de tratamento, não é explicada pela variação na cobertura florestal, possivelmente, é influenciada pelas diferentes operações de tratamento e tamanho da planta, bem como pelas práticas de gestão agrícola, urbana e florestal na bacia hidrográfica.

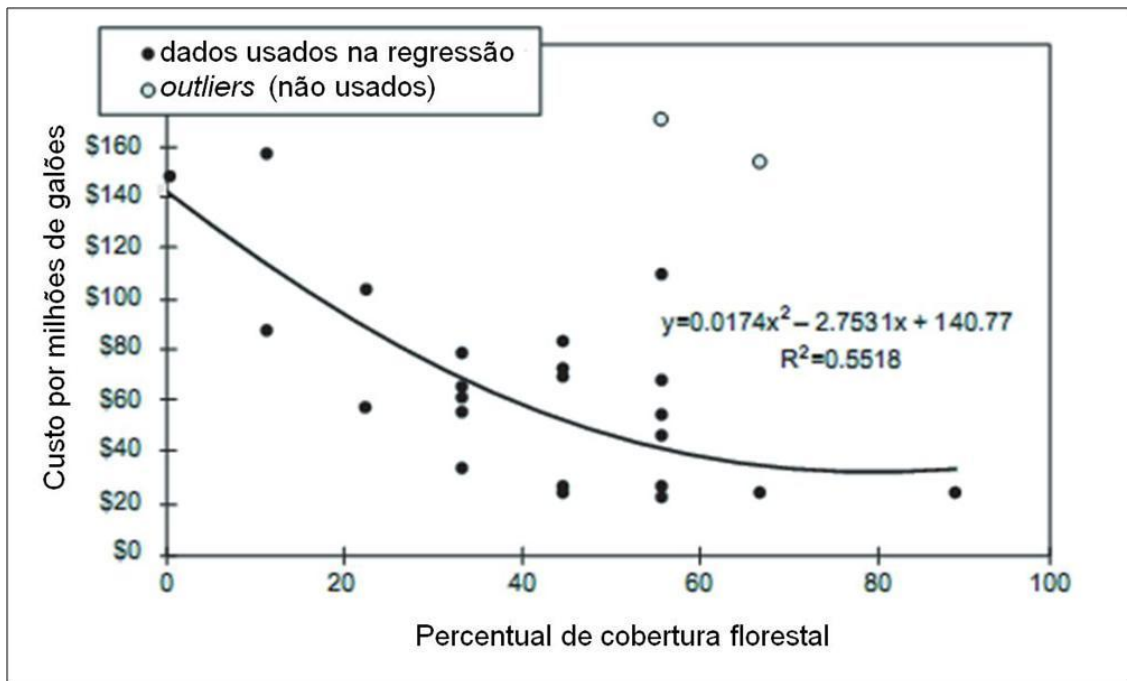


Figura 2.1 – Variação no custo de tratamento explicada pela variação na cobertura florestal. (ERNST et al., 2004a).

Estudos empíricos também reforçam que, quanto mais cobertura florestal na bacia hidrográfica, menor os custos de tratamento para os provedores de água que utilizam os mananciais superficiais. A tabela 2.1 mostra a variação prevista no percentual dos custos de tratamento e do custo médio diário de tratamento de 22 milhões de galões por dia (produção média dos 53 fornecedores pesquisados).

Tabela 2.1 - Custos de tratamento baseado no percentual de florestas da bacia (ERNST, 2004b).

Percentual de área da bacia florestada	Custos de tratamento (\$ /mil Gal.)	Percentual de variação nos custos	Custo médio de tratamento (\$ / dia) em 22 milhões Gal.
60	37	19	814
50	46	21	1,012
40	58	21	1,276
30	73	21	1,606
20	93	20	2,046
10	115	19	2,530

Reis (2004) determinou o custo específico de tratamento de água proveniente de bacias hidrográficas de abastecimento, com diferentes percentuais de cobertura florestal. Os sistemas analisados compreendem sete ETAs (seis na bacia do Rio Piracicaba e um na bacia do Rio Cotia, no Estado de São Paulo). Nessas unidades, o custo com produtos químicos aumenta com a redução do percentual de cobertura florestal da bacia de abastecimento. A hierarquização do percentual de cobertura florestal e do custo de produtos químicos nas unidades de estudo está apresentada na Tabela 2.2, apontando que as três unidades com menores custos específicos de produtos químicos (inferiores a R\$ 20 por 1000 m³ de água tratada) são aquelas que apresentam maiores índices de cobertura florestal (superior a 15%).

Tabela 2.2 – Hierarquização do percentual de cobertura florestal e do custo específico de produtos químicos (REIS, 2004).

Município/ Manancial	Custo específico de produtos químicos**	Hierarquia do custo de produtos químicos	% Cobertura florestal da bacia	Hierarquia do % de cobertura florestal
Analândia/afluente do Rio Corumbataí	18,30	2º	17,68	3º
Rio Claro/Rio Corumbataí	47,47	4º	12,26	5º
Piracicaba/Rio Corumbataí	62,62	5º	12,33	4º
Piracicaba/Rio Piracicaba	92,61	7º	4,30	7º
Campinas/Rio Atibaia	81,69	6º	8,22	6º
RMSP/ Sistema Cantareira (Represa)	7,20	1º	27,16	2º
Cotia e outros/ Rio Cotia (Alto Cotia) (Represa)	19,22	3º	92,00	1º

**R\$/1000 m³ de água tratada.

Vários estudos experimentais relacionando os efeitos do manejo florestal na disponibilidade hídrica são realizados ao longo dos anos. Desde muito tempo, a opinião pública de que florestas, em todas as circunstâncias, são necessariamente boas para melhorar a qualidade, regular a quantidade (escoamento superficial e recarga anual e sazonal) e reduzir a erosão, tem sido questionada pela comunidade científica. Para a investigação das disparidades entre a percepção pública e científica, a relação entre floresta e água foi analisada por Bosch e Hewlett (1982), Hamilton e King (1983), Hamilton (1987), Bruijnzeel (1990), Calder (1992). Recentemente, destacam-se os estudos Bruijnzeel (2004) e Calder (2000), particularmente voltados para florestas tropicais.

Bosch e Hewlett (1982) avaliaram 94 compartimentos experimentais, constatando que nenhum dos experimentos estudados resultou em reduções na produção de água, com reduções na cobertura, ou aumentos na produtividade, com aumentos da cobertura vegetal. A magnitude das mudanças também foi estimada. Os autores concluíram que o rendimento hídrico aumentou proporcionalmente com a redução da cobertura florestal e reduziu com o reflorestamento. Contudo, as respostas para os tratamentos são altamente variáveis e imprevisíveis. Este aspecto enfatiza a importância do monitoramento ao longo do tempo.

Geralmente, os aumentos iniciais na produção total de água após o desmatamento da floresta exibem um declínio mais ou menos irregular para compensar os níveis com o tempo, refletindo o desenvolvimento da vegetação plantada ou de sua regeneração de ano para ano. Em condições de clima temperado isso pode ser de 3 a 9 anos em solos rasos, principalmente se a regeneração ocorre através de germinação ou de sementes. Relatam-se, ainda, períodos de até 35 anos para regeneração de folhosas em solos muito profundos (SWANK et al., 1988 ; HORNBECK et al., 1993).

A exposição contínua do solo às chuvas intensas, após o desmatamento, a compactação do solo, o desaparecimento gradual das atividades da fauna do solo, assim como o aumento da área ocupada por superfícies impermeáveis (estradas e assentamentos) contribuem para a redução gradual das possibilidades de infiltração. Desse modo, a resposta da bacia às chuvas torna-se mais pronunciada, com aumentos do escoamento durante a estação chuvosa, podendo prejudicar gravemente a recarga do solo e as reservas de águas subterrâneas, os mananciais e a manutenção do escoamento de base.

Bruijnzeel (2004) salienta que em áreas com chuvas sazonais, a distribuição de vazão ao longo do ano é mais importante do que o rendimento hídrico total anual. Após desmatamento de florestas tropicais, vazões extremamente diminuídas durante a estação seca são relatadas, o que parece contradizer as evidências de que remoção da floresta leva a um maior rendimento global de água e solo úmido (Figura 2.1 e 2.2).

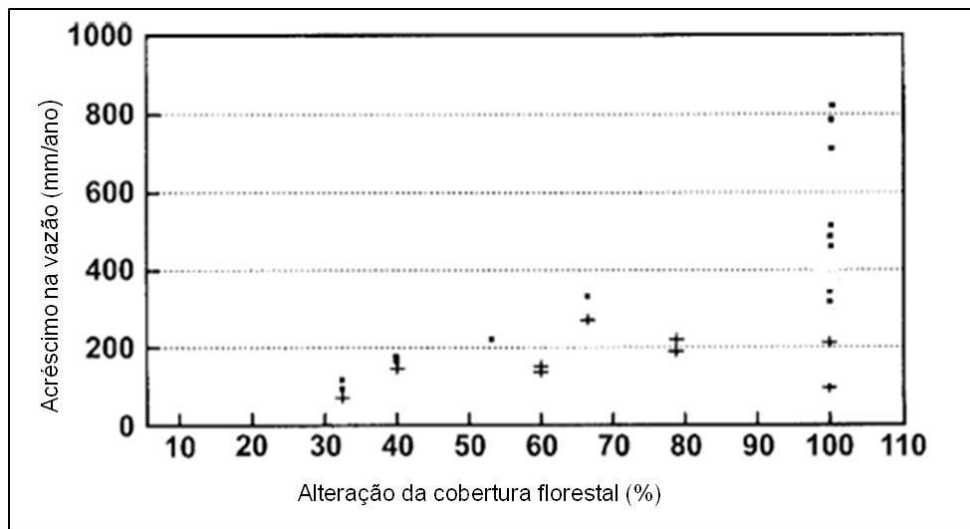


Figura 2.2 - Aumento na produção anual de água nos três primeiros anos após o desmatamento de floresta tropical *versus* percentual de área desmatada - período seco (+) (BRUIJNZEEL, 2004).

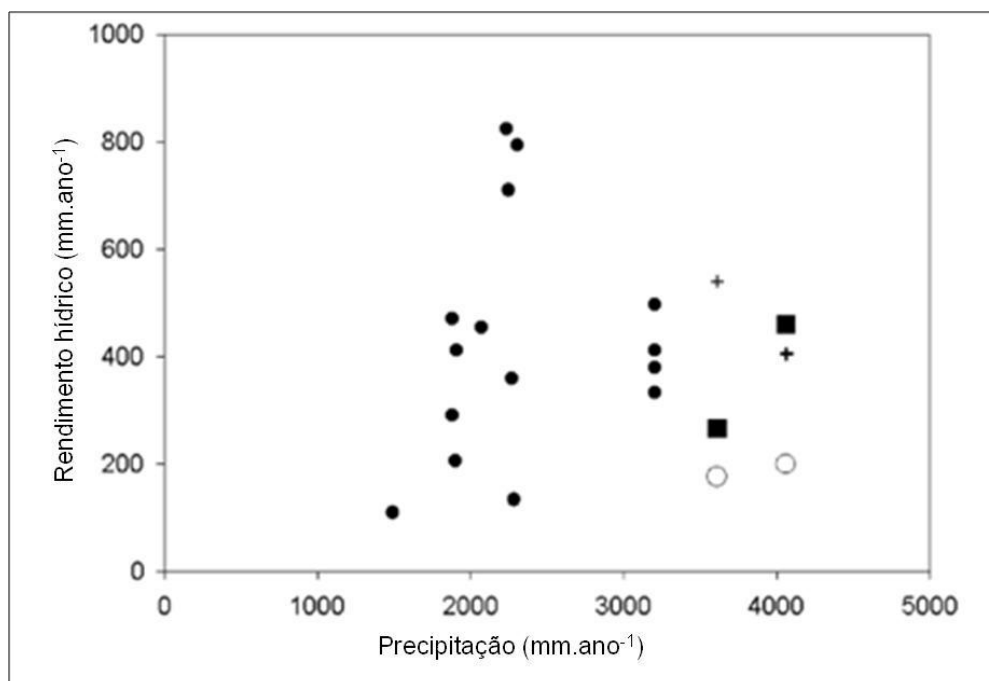


Figura 2.3 – Acréscimo na produção de água após desflorestamento total em relação à precipitação anual - desflorestamento não-mecanizado seguido de queimada (+); extração manual dos registros sem queimada (O); desflorestamento mecanizado seguido de queimada (■) (BRUIJNZEEL, 2004).

O aumento na densidade do fluxo após o desmatamento é observado durante as condições de escoamento de base. No entanto, as situações apresentadas na Figura 2.2 e 2.3 descrevem as variações do rendimento hídrico em circunstâncias experimentais, o que pode ser bem diferente de situações reais, no longo prazo.

Calder et al. (1997) *apud* Calder (2002) investigaram os possíveis impactos resultantes da expansão de florestas em *Greenwood Community Forest*, no Reino Unido. Para isso, recorreu-se a um modelo de predição para determinar a recarga mais o escoamento cumulativo, considerando a cobertura florestal presente. Determinou-se, também, a recarga cumulativa mais escoamento para a proposta de ampliação da cobertura florestal em três vezes, assumindo aumento proporcional à distribuição atual da floresta e aos tipos de solo.

Conforme ilustrado na Figura 2.4, durante o período de 1969 a 1993, a redução média anual na recarga mais escoamento resultante de um aumento na cobertura florestal de 9% para 27%, foi de 14 mm (11%). Os resultados desse estudo permitiram mensurar os impactos do reflorestamento sobre a recarga mais escoamento superficial para diferentes tipos de vegetação. Desse modo, a determinação dos impactos das diferentes formas de manejo sobre as variáveis hidrológicas são importantes para estudos de valoração econômica.

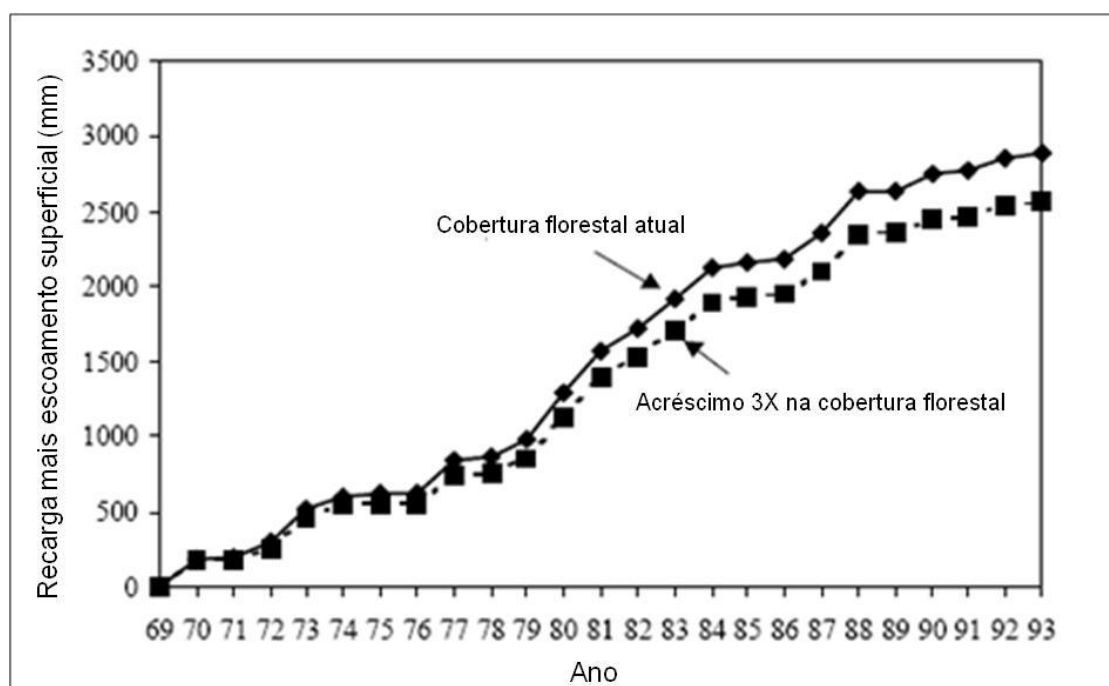


Figura 2.4 - Determinação da recarga mais escoamento superficial com a cobertura florestal atual e com a triplicação da cobertura florestal (CALDER, 2002).

2.2 - Funções ecossistêmicas, serviço ambiental e valor econômico

As primeiras contribuições para os conceitos de funções ecossistêmicas, serviços ecossistêmicos e seu valor econômico surgiram no período de 1960 a 1970 (NAHUELHUAL, 2007). Mais recentemente, um maior consenso tem sido alcançado acerca desses conceitos, assim como das relações bioeconômicas entre eles (COSTANZA et al., 1997; PIMENTEL et al., 1997; DE GROOT et al., 2002).

As funções ecossistêmicas são aquelas que convocam uma gama de processos naturais e componentes dos ecossistemas, capazes de gerar bens e serviços, que satisfazem as preferências humanas diretamente ou indiretamente. Os serviços ecossistêmicos derivam de um fluxo de materiais, energia e informação de estoques de capital natural que combinam com os serviços de capital manufaturado e humano para produzir bem-estar social (COSTANZA et al., 1987). O valor econômico está associado ao bem ou serviço ecossistêmico quando existe uma disposição para sacrificar alguns bens a fim de usufruir de bens ou serviços fornecidos pela natureza (FIGUEROA e PASTEN, 2011).

São vários os enfoques sobre o valor dos recursos naturais. Por diferentes perspectivas, o valor alcança dimensões tanto econômicas quanto de senso filosófico. A primeira encerra o processo de escolha e das ações humanas, em termos de preferências a serem satisfeitas, medidas pelo seu bem-estar. A última busca a compreensão da natureza do valor e sua conexão entre a razão e a ação no processo de escolha. Do ponto de vista ético, predomina o enfoque sistêmico, onde a percepção integrada das atividades humanas, econômicas e ecológicas como o alicerce de sustentação da vida terrestre, traduz-se no papel que o valor exerce no processo de escolha (MOTA, 2001).

Segundo MOTA (2001), a economia neoclássica parte do pressuposto que preço de um bem é igual ao seu valor. Para fundamentar essa igualdade, os neoclássicos postulam a economia do bem-estar e o conceito de eficiência alocativa de recursos no mercado. Nesse sentido, uma função de bem-estar está ligada às preferências individuais, à renda e à utilidade de uma cesta de bens e serviços. Assim, os mercados funcionam eficientemente, visto que os recursos são alocados segundo as preferências reveladas de seus agentes.

Tais aspectos fornecem subsídios para o cálculo do valor da natureza, representado pelo Valor Econômico Total (VET). O VET é uma estrutura conceitual reconhecida para conferir medidas monetárias aos benefícios proporcionados pelos recursos naturais. Os benefícios não são somente aqueles fornecidos para a satisfação direta dos indivíduos (por exemplo, alimentos, fibras ou plantas medicinais), mas também aqueles benefícios menos tangíveis (tais como os derivados de recreação ou beleza cênica).

O VET constitui-se na somatória de todos os componentes diretos e indiretos, relacionados a um determinado serviço ecossistêmico. Considerando os diferentes tipos de benefícios econômicos, Perman et al (1995) e Adamowicz (1995) decompõem o Valor Econômico Total (VET) em duas componentes principais: *valor de uso* e *valor de não-uso*. O valor de uso é desagregado nas seguintes categorias: valor de uso direto e valor de uso indireto.

A primeira corresponde ao valor ligado ao uso direto de bens e serviços fornecidos pelo recurso, incluindo seu uso consuntivo (fibras, alimentos, coleta de madeira, entre outros), o que torna relativamente fácil sua estimação, pois está associado, geralmente, a bens privados negociados no mercado. O valor de uso direto inclui também os usos não-consuntivos (tais como, oportunidades de lazer, beleza cênica, ciência e educação), portanto, de mensuração complexa pela ausência de mercados bem definidos (FIGUEROA e PASTEN, 2011 ; NAHUELHUAL et al., 2007).

A segunda categoria está associada aos benefícios proporcionados indiretamente pela utilização dos recursos, incluindo especialmente os bens e serviços derivados de funções naturais desempenhadas pelos ecossistemas. Em particular, as funções desempenhadas pelos ecossistemas florestais estão incluídas nessa categoria; tais como a conservação do solo, a prevenção de inundações, a purificação e regulação hídrica. A componente de *valor de uso* inclui também o conceito de “valor de opção”, que corresponde ao valor associado ao possível uso do recurso no futuro.

Por exemplo, o valor atribuído a um recurso com uso potencial em farmacológica ou um recurso com uso potencial como fonte de energia. Figueroa e Pasten (2011) incluem o conceito de “valor de legado”, correspondente ao valor atribuído a bens ou serviços, com a finalidade de preservá-los para as gerações futuras. Esse último considera suposições sobre as preferências das gerações futuras, incluindo-as nas preferências da geração atual.

A componente de *valor de não-uso* considera somente o conceito de “valor de existência”, que corresponde ao valor associado a um bem ou serviço do ecossistema, mesmo que nunca sejam usados ou visitados. Trata-se de um valor atribuído ao recurso pela sua mera existência. Alguns bens ou serviços fornecidos por *wetlands*, como a manutenção da biodiversidade e habitat de espécies estão incluídos nesta categoria de valor (MERLO e BRIALES, 2000 ; PERMAN et al., 1995).

O valor econômico desempenha papel primordial na gestão das relações entre o homem e o meio ambiente, particularmente quando o mercado apresenta dificuldades para refletir os custos sociais da perda de serviços ecossistêmicos (HOWARTH e FARBER, 2002). A valoração econômica pode contribuir para o debate político em diferentes aspectos: avaliar o fluxo total dos benefícios dos ecossistemas para determinar a sua contribuição para a atividade econômica; avaliar se os benefícios de um investimento de conservação, regulação ou incentivo justificam os seus custos; identificar como os custos e os benefícios do ecossistema estão distribuídos entre os diferentes atores (produtores e consumidores) e; identificar a magnitude dos benefícios recebidos por usuários individuais, o que ajudaria a conceber mecanismos para capturar alguns destes benefícios (PAGIOLA et al., 2004).

A Figura 2.5 apresenta a relação entre as funções ecossistêmicas, os serviços ecossistêmicos e os valores econômicos. As funções ecossistêmicas relacionadas à estrutura e os processos de um ecossistema concedem ao mesmo a capacidade de fornecimento de bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente.

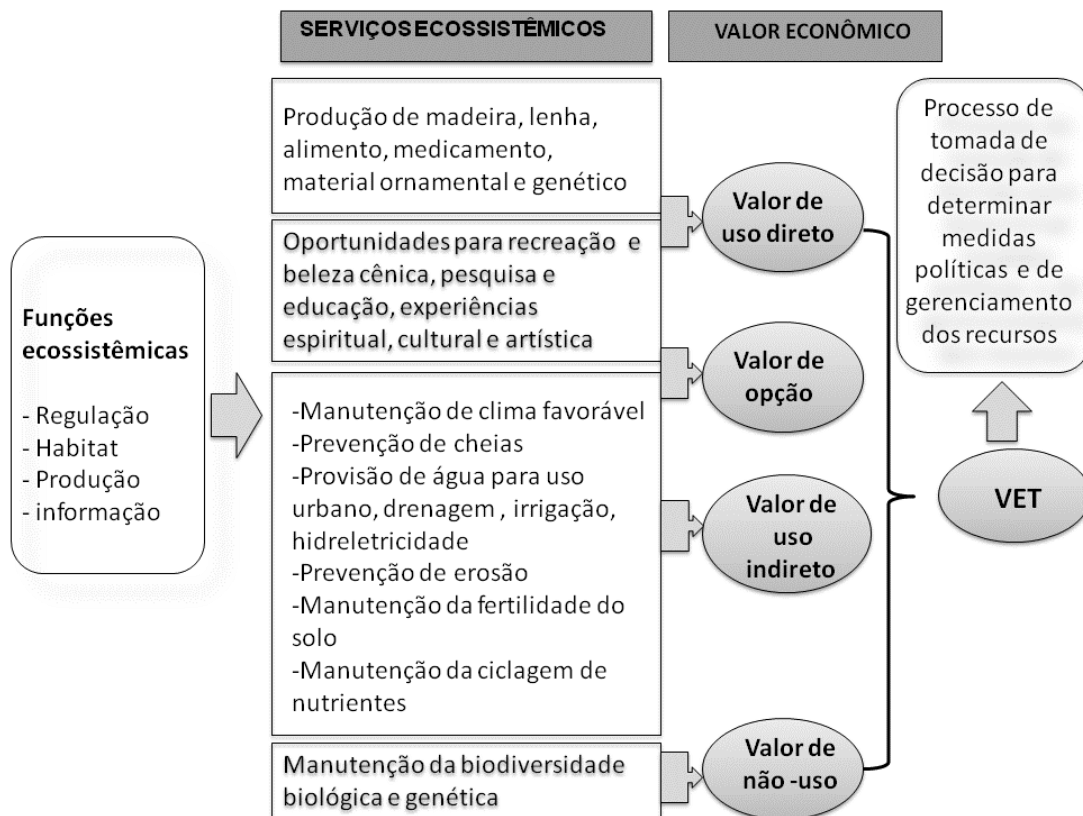


Figura 2.5 - Relação entre as funções do ecossistema, os serviços ecossistêmicos e os valores econômicos (NAHUELHUAL, 2007 ; DE GROOT et al., 2002).

2.3 – Excedente econômico e as curvas de oferta e de demanda

A estimativa do valor econômico de bens e serviços ambientais pode ser uma parte importante da base de informações de suporte à tomada de decisão na gestão de recursos ambientais. Atualmente, várias questões políticas de recursos naturais envolvem, de uma forma ou de outra, valores econômicos e *trade-offs*. O sistema ambiental, quando considerado como um ativo, possui valor econômico equivalente a soma dos valores presentes dos fluxos de todos os bens e serviços por ele fornecidos (FREEMAN, 1993).

No caso de serviços não negociados em mercados, o valor econômico de um ativo ambiental pode ser substancialmente superior ao seu preço de mercado. Por exemplo, o valor do serviço ambiental de áreas protegidas para a oferta de qualidade hídrica pode superar seu valor para propósitos comerciais ou residenciais no mercado imobiliário.

Segundo Nogueira et al. (2000) a questão em valoração econômica é obter estimativas plausíveis a partir de situações reais onde não existem “mercados aparentes” ou existem

“mercados muito imperfeitos”. A teoria econômica tradicional indica que a solução de problemas de mercado para bens e serviços ambientais está relacionada intrinsecamente com as decisões individuais dos consumidores. É na busca da solução do “problema do consumidor” que muitos dos métodos de valoração econômica estão fundamentados.

Nesse contexto, instrumentos da teoria neoclássica do bem-estar do consumidor são adotados aqui como critério básico para deduzir medidas de valor econômico. Segundo Freeman (1986), a estrutura neoclássica está bem desenvolvida, fornecendo suporte para derivação de modelos conceitualmente válidos para estimativas robustas de valor.

O conceito de excedente econômico de Marshall (excedente do produtor e do consumidor) é, usualmente, utilizado pelos economistas para mensurar o nível de satisfação da sociedade (benefícios líquidos), proporcionado por bens e serviços. O excedente econômico fornece a base conceitual para abordagens de valoração de bens e serviços que não possuem valor de mercado.

Segundo autor do conceito, Alfred Marshall, o excedente do consumidor equivale à área do triângulo abaixo da curva de demanda e acima da linha de preço. Por outro lado, os vendedores recebem um ganho simétrico, chamado excedente do produtor, quando o preço de mercado excede os custos que precisam ser cobertos, a fim de que se tenha um valor de venda. Marshall elaborou o conceito de excedente do produtor para formalizar a noção de que, tanto o vendedor como o comprador pode receber algum tipo de excedente numa transação. O excedente do produtor mede o nível de bem-estar do produtor, e, está definido como a área acima da curva de oferta e abaixo da linha do preço (CURRIE et al., 1971; HANLEY e SPASH, 1993; HACKETT, 2006).

Há um preço máximo que consumidores estão dispostos a pagar por dada quantidade de um bem, o qual está representado por pontos ao longo da curva de demanda, correspondendo aos valores da disposição a pagar de todos os compradores. Quando a disposição a pagar dos compradores é superior ao preço que eles realmente pagam, os mesmos recebem um ganho (excedente do consumidor). Esse benefício é uma medida da diferença entre o sacrifício que o comprador estaria disposto a fazer para obter o bem e o preço que ele tem que pagar em troca.

Para melhor compreensão dos conceitos de excedente do consumidor e produtor, a Figura 2.6 ilustra as curvas de demanda do consumidor e de oferta do produtor. A curva de oferta descreve a relação entre a quantidade de bens ou serviços e seu custo marginal de produção. Quanto maior o número de unidades produzidas maior seu custo marginal, assim, o produtor somente vai produzir uma quantidade maior a preço mais elevado. Esse aspecto reflete a inclinação da curva de oferta para cima. A curva de demanda do consumidor e de oferta da firma mostra que o equilíbrio é inicialmente definido em p_0q_0 . Considerando-se a curva de demanda Marshalliana, a área “a” abaixo desta e acima da linha de preço p_0 fornece uma medida do bem-estar inicial dos consumidores. Já a área “c+b” acima da curva de oferta S_0 e abaixo de p_0 fornece uma medida do excedente do produtor.

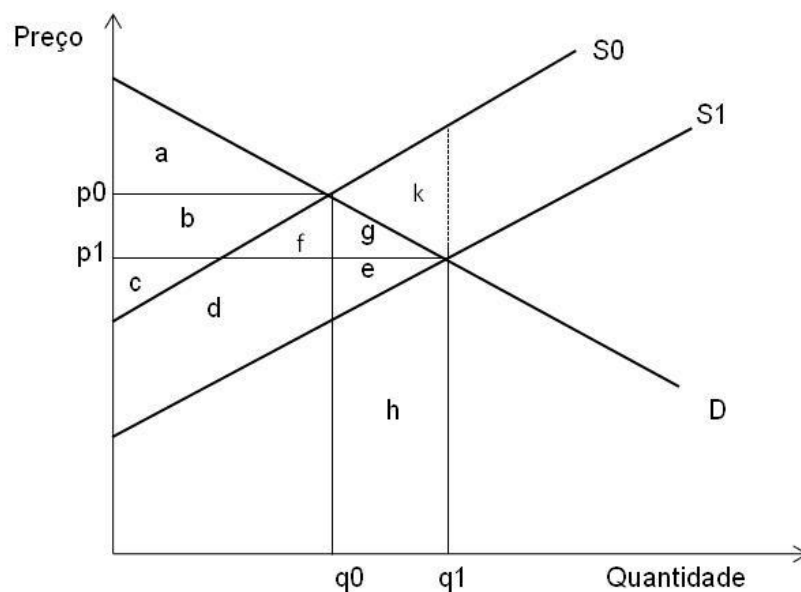


Figura 2.6 - Medidas de bem-estar econômico (Hanley e Spash, 1993).

Portanto, a curva de demanda, ilustrada na Figura 2.6, descreve a relação “quantidade-benefício” (AGUDELO, 2001) de determinado produto para o consumidor ou grupo de consumidores, que estão dispostos a pagar por maiores quantidades. Quando o número de unidades ofertadas ao consumidor aumenta, o nível de saciedade e a disposição a pagar pela unidade marginal são menores. Este é o princípio dos rendimentos decrescentes, também chamada de lei de demanda negativamente inclinada (JAMES e LEE, 1971). A inclinação para baixo reflete o fato de que valores na margem diminuem à medida que unidades adicionais são adquiridas.

Para efeitos de ilustração, assume-se que a produção de um bem seja beneficiada por medidas de redução de poluição, ou seja, melhor aproveitamento dos insumos e aumento da produção. Nesse caso, verifica-se um deslocamento da curva de oferta do bem para a direita, sem nenhum custo extra para o produtor. Assim, o preço cai para p_1 e a quantidade produzida do bem aumenta para q_1 , promovendo um ganho para o consumidor (área “ $b+f+g$ ”), que corresponde ao benefício líquido dessa mudança. O produtor perde a área “ b ”, entretanto, ganha a área “ $d+e$ ”, indicando que seu lucro líquido pode ser negativo. Destaca-se, também, que a diferença entre q_0-q_1 custa “ h ”, aumentando os benefícios para o consumidor até “ g ” e para o produtor até “ e ”. Antes da redução da poluição, os custos de produção dessa quantidade, correspondiam à área “ $h+e+g+k$ ”, o que significa mais do que os consumidores estão dispostos a pagar.

2.4 – Técnicas de valoração econômica de recursos ou serviços ambientais

A literatura econômica reporta inúmeros mecanismos de mensuração do valor de bens e serviços que não possuem mercados explícitos e, portanto, que não possuem preços de mercado. São técnicas que utilizam decisões reais e/ou construídas, que os indivíduos e a sociedade elaboram no contexto de escassez, revelando suas avaliações em relação a esses bens e serviços vis a vis outros bens e serviços. O uso das técnicas de valoração permite expressar quantitativamente a avaliação individual em relação a diferentes bens e serviços prestados pelos ecossistemas. São ferramentas que fornecem informações valiosas, não apenas das apreciações relativas dos indivíduos em relação a bens e serviços, como também de sua escassez e da disposição das pessoas para zelar por sua conservação.

As metodologias de valoração econômica (tais como custos de viagens, preços hedônicos e valoração contingente, entre outras) utilizam a informação sobre bens relacionados que possuem mercados explícitos. Tais metodologias também utilizam a informação obtida por meio de inquéritos, aplicado diretamente aos indivíduos dos quais se tem interesse em revelar ou determinar suas avaliações. Em cada caso, a técnica escolhida depende do tipo de bem ou serviço ambiental que se deseja avaliar, assim como da sua contribuição para o bem-estar dos indivíduos ou da sociedade. As aplicações dessas metodologias têm ampliado nas últimas décadas, tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento (BATEMAN e WILLIS, 1999).

Conforme já mencionado, são vários os métodos para valorar economicamente bens e serviços fornecidos por ecossistemas, os quais se diferem quanto a validação para o caso em questão, sustentação teórica e necessidades de informação e viabilidade (BISHOP, 1999). Nesta seção apresentam-se uma síntese das principais características dos diferentes métodos de valoração quanto à fundamentação teórica, vieses nas estimativas e procedimentos de uso. Para efeitos de análise, adotou-se a classificação de MOTTA (1997), onde os métodos de valoração enquadram-se duas tipologias: métodos da função de demanda e da função de produção.

2.4.1 – Métodos da função de demanda

A categoria de métodos da função de demanda assume que, a variação da disponibilidade do recurso ambiental altera a disposição a pagar ou aceitar dos agentes econômicos, em relação ao recurso ou seu bem complementar. Para tanto, funções de demanda para o recurso são derivadas de (i) mercados de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental ou (ii) mercados hipotéticos construídos especificamente para o recurso ambiental em análise. Tomando-se as medidas de disposição a pagar (ou a aceitar) dos indivíduos, estimam-se as variações do nível de bem-estar pelo excesso de satisfação do consumidor quando ele paga um preço o abaixo do que estaria disposto a pagar. Tais variações são chamadas de variações do excedente do consumidor frente às variações de disponibilidade do recurso ambiental. Na seção 2.4 está caracterizado sucintamente o conceito de excedente econômico, cuja variação traduz o benefício ou o custo relacionado à restauração ou a degradação do recurso ambiental, respectivamente.

2.4.1.1 - O método do custo de viagem

A abordagem do custo de viagem pressupõe que, se o indivíduo está disposto a pagar para visitar um sítio natural, então, ele o valoriza, pelo menos, tanto quanto ele paga para visitá-lo. A disposição a pagar reflete os diferentes graus de preferência ou gostos individuais por diferentes bens ou serviços, manifestados quando as pessoas pagam por eles quantias específicas. O comportamento do consumidor em mercados relacionados é observado na determinação do valor de bens e serviços ambientais sem mercado explícito. Tais gastos de

consumo de consumo incluem as despesas com a viagem, bilhetes de entrada e despesas no próprio local (BOLT et al., 2005 ; HANLEY e SPACH, 1993).

A aproximação do custo de viagem é diferente do método de valoração contingente, pois o comportamento dos indivíduos é observado em mercados reais e não em circunstâncias hipotéticas. Se o indivíduo se desloca para um local de recreação de livre acesso, então, ele o valoriza, pelo menos, tanto quanto o custo de se chegar até o local.

A função demanda por visitas é modelada a partir de uma função de geração de viagens². utilizando-se dados levantados em campo (inquéritos aplicados numa amostra de visitantes) e técnicas econométricas. Esta última é uma função preditora de quantas viagens serão empreendidas pelo indivíduo i no local j . A função de geração de viagens individual inclui características sócioeconômicas (renda, idade, escolaridade, etc.), assim como de variáveis informativas do tipo de viagem. Tais variáveis referem-se à *dummies* que refletem, por exemplo, se o propósito do indivíduo ao sair de casa é somente a visita do local.

Como o método do custo de viagem baseia-se na suposição de complementaridade, não contempla custos de opção e de existência³, capturando somente valores de uso direto e indiretos associados à visita do *site* natural. Como o tempo da visita no local mantém uma relação direta com distância, vieses podem ocorrer. Particularmente, quando os custos para certos meios de transporte são inferiores aos de outros, porém, podem requerer tempos de viagem maiores.

Comumente, utilizam-se medidas de custo do tempo somadas aos custos de transporte e outros gastos que reflitam o consumo dos serviços ambientais. Entretanto, a valoração do tempo não é simples. Outras restrições dizem respeito a escolha da variável dependente, problemas estatísticos, viagens com múltiplos propósitos, identificação se o indivíduo é residente ou turista eventual e possibilidade do visitante aproveitar a viagem para visitar outros sítios com finalidades distintas e os (MOTTA, 1997 ; HANLEY e SPASH, 1993; NOGUEIRA, 2000).

² Trip Generating Function, em inglês.

³ Indivíduos que não visitam o sítio, mas apresentam valor de opção ou existência, não são considerados [MOTTA, 1997].

2.4.1.2- O método dos preços hedônicos

O preço hedônico é comumente usado no contexto da propriedade, bem como de mercados de trabalho. No primeiro caso, ao inferir a qualidade ambiental como atributo do imóvel, captura as preferências das pessoas em relação ao atributo ambiental a partir do preço de mercado do bem. No caso dos mercados de trabalho, o método infere o risco a saúde como um atributo do emprego e do salário. Portanto, tal atributo deve refletir a disposição do indivíduo para ser compensado diante de tais riscos (BOLT et al., 2005).

Quando um indivíduo vai ao mercado imobiliário comprar um imóvel, geralmente, sua escolha é também norteadada pelas características locacionais e ambientais. Ou seja, a decisão do indivíduo em comprar bens ou serviços é baseada num conjunto de atributos ou características do bem composto privado, cujos atributos sejam complementares a bens ou serviços ambientais. Ao tomar a decisão considerando sua percepção diante de características, o indivíduo, de certa forma, está “valorando” particularidades do imóvel.

Ao identificar a complementaridade, é possível mensurar o preço implícito do atributo ambiental no preço de mercado do bem, quando outros atributos são isolados. Diferentes imóveis têm diferentes níveis de atributos ambientais (qualidade do ar, proximidade a um sítio natural, etc). Portanto, se estes atributos são valorados pelos indivíduos, as diferenças de preços dos imóveis, devidas à diferença de nível dos atributos ambientais, devem refletir a disposição a pagar por variações destes atributos (MOTTA, 1997).

O método dos preços hedônicos consiste essencialmente em estimar “*a demanda por qualidade ambiental*”, observando o valor que as pessoas atribuem às características ambientais na compra de um bem ou serviço. Este método permite avaliar o preço implícito de um atributo ambiental na formação de um preço observável de um bem composto. A função a ser estimada, conhecida como função de preços hedônicos ou simplesmente função hedônica, relaciona o preço de uma propriedade a seus atributos, incluindo os atributos com efeito sobre o bem-estar de um indivíduo. Matematicamente, o preço é uma função das qualidades físicas, de vizinhança e da qualidade ambiental.

A análise econométrica adequada requer uma grande quantidade de dados. Em geral, os dados referem-se às observações de preço e características das diferentes propriedades em um determinado período (*cross-section*), devido à dificuldade de reunir informações sobre

as propriedades ao longo do tempo (*serial time*). É imprescindível que todas as variáveis relevantes sejam incluídas na análise, pois sua omissão pode causar vieses na estimação do valor dos benefícios ambientais. Em contrapartida, a inclusão de variáveis irrelevantes pode levar a resultados frágeis. Basicamente, são três grupos de elementos que podem alterar o preço: características físicas do imóvel, da vizinhança e ambientais.

Normalmente, o instrumental econométrico é utilizado para chegar aos resultados. A análise de regressão estima os parâmetros que melhor se ajustam os dados disponíveis. Cada parâmetro relaciona uma característica do apartamento de seu preço, por exemplo, o parâmetro associado à qualidade do ar reflete o quanto uma mudança na poluição do ar altera o valor da propriedade. O preço observado de uma propriedade é, geralmente, o resultado de uma interação entre a oferta e a demanda por propriedades.

Todavia, como o interesse é estimar a curva de demanda de qualidade do ar, obtém-se um preço implícito da qualidade do ar, entendido como uma aproximação do nível de bem-estar pela melhoria da qualidade ambiental. A estimativa de uma curva de demanda exige uma segunda regressão, onde o preço implícito para a qualidade ambiental é a variável dependente e as características individuais são as variáveis explicativas.

O método dos preços hedônicos captura somente valores de uso direto e indireto e de opção. Ao admitir fraca complementaridade, isto é, demanda pelo atributo ambiental igual a zero quando a demanda por propriedades com este atributo for igual zero, elimina-se a possibilidade de capturar valores de *não-uso*. Hermann (2003) aponta a falta de sustentação teórica para definição da forma funcional e das variáveis relevantes.

Hermann (2003) ao estimar preços implícitos de amenidades em áreas urbanas, constata o problema da multicolinearidade, responsável pela baixa significância dos parâmetros da regressão. Surge, então, o dilema de aceitar a baixa significância das variáveis ambientais, ou construir fatores de correção da “não-ortogonalidade” das variáveis, o que melhora sua significância. Porém, tal condição pode gerar resultados de menor intuição econômica.

2.4.1.3- O método de valoração contingente

Quando existe um mercado explícito para bens e serviços, as pessoas tendem a apresentar informações bastante claras, sobre as quais norteiam suas escolhas e percepção de valor. O

indivíduo está diante de um produto visível, onde suas características geralmente são bem conhecidas e tem um preço de mercado. Do contrário, existem mecanismos para deduzir o valor que os indivíduos atribuem ao um bem ou serviço, observando seu comportamento de compra.

A maioria das técnicas de avaliação é baseada na observação de comportamento das pessoas para "revelar" o valor que atribuem ao mesmo. Entretanto, em alguns casos, simplesmente não existem *proxies* de mercado a serem observadas. Em tais circunstâncias é possível perguntar a uma amostra de indivíduos sobre sua disposição a pagar, obtendo-se deles o "estado" de suas preferências. Este método de análise é conhecido como o método de valoração contingente, constituindo-se na principal abordagem para deduzir valores derivados de mudanças no comportamento.

Trata-se de uma abordagem que permite a estimação de valores econômicos de uma gama de produtos não negociados em mercados. Para isso, utiliza técnicas de inquérito para capturar o valor dos bens e serviços não transacionados no mercado. A aplicação da valoração contingente requer a configuração de um mercado hipotético para o serviço ambiental em questão, o que requer um detalhamento do bem em questão e da natureza da mudança.

A valoração contingente utiliza técnicas de inquérito diversas, cuja finalidade é obter das pessoas disposição máxima a pagar (DAP) ou a aceitar (DAA) em relação às alternativas de mitigação da deterioração qualidade ambiental e para a melhoria ambiental, respectivamente. As recomendações para o uso desse método estão definidas no denominado Painel de NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration).

Os valores de DAP ou DAA são usados como variável dependente e informações sobre as características socioeconômicas dos entrevistados (idade, renda e educação) são usadas como variáveis explicativas. Também podem ser coletadas informações sobre propósito de sua visita, atitude para com a gestão do local e percepção das mudanças propostas. Tais informações são usadas para observar a relação entre características individuais e máxima disposição a pagar (DAP). A demanda pode ser estimada a partir dos cenários hipotéticos que descrevem as propostas (medidas de DAP), utilizando regressões econométricas, que podem assumir a seguinte forma (BOLT et al., 2005):

$$\log DAP_i = \alpha + \beta_1 \times SEX_i + \beta_2 \times ID_i + \beta_3 \times NAC_i + \beta_4 \times EDU_i + \beta_5 \times REN_i + \dots + \mu \quad (2.1)$$

Desse modo, estimam-se os coeficientes (α , β_1, \dots, β_n) de melhor ajuste entre os dados, assumindo-se o modelo teórico representado pela Equação 2.1. Os coeficientes obtidos a partir da estimativa são fundamentais, uma vez que fornecem informações sobre o quanto uma mudança em cada variável explicativa afeta a máxima DAP.

A propósito de ilustração, destaca-se, por exemplo, que um questionário pode ser utilizado para capturar dos entrevistados sua disposição a pagar (ou seja, a sua preferência declarada em oposição à preferência revelada) para aumentar o nível de qualidade da água num córrego, lago ou rio, a fim de que eles possam desfrutar de atividades como natação, canoagem, pesca ou de serviços (WILSON e CARPENTER, 1999).

A grande vantagem do método da valoração contingente, em relação aos demais diz respeito a sua abrangência. Isto é, pode ser aplicado num largo espectro de bens ambientais. O método pode ser usado para obter valores de recursos que as pessoas nunca utilizarão ou visitarão pessoalmente, ou seja, ele pode ser usado para obter valores de não-uso. No entanto, a principal limitação está em captar valores ambientais que indivíduos não entendem, ou mesmo desconhecem. Se por um lado, partes do ecossistema podem não ser percebidas como geradoras de valor, de outro, atuam como precursoras de outras funções que geram usos percebidos pelo indivíduo (MOTTA, 1997). Nestes casos, o uso de funções de produção e de prejuízo pode ser o mais apropriado.

2.4.2 – O método da função de produção

A abordagem da função de produção é uma técnica de valoração bastante simples, onde se observa o valor do recurso ambiental, a partir de sua contribuição como insumo ou fator na produção (*input*) de outro produto (*output*). Ou seja, o impacto do uso do insumo ambiental na produção de um bem comercializado. Assim, estima-se a variação na quantidade do bem comercializado (*output*) com a variação na quantidade ou qualidade do bem ou do serviço ambiental (insumo do processo produtivo). O método é empregado quando é possível variar os preços de mercado com a variação do produto comercializado ou de seus substitutos.

Existem duas variantes reconhecidas da função de produção (MOTTA, 1997). A primeira é o método da produtividade marginal, a segunda, é o método dos bens substitutos. Consideração à parte merece a primeira tipologia de método, já que se trata do objeto de interesse deste trabalho. Portanto, um detalhamento com relação aos principais fundamentos teóricos, aplicações e vieses de estimativas esta apresentado, a seguir, na seção 2.4.2.1.

2.4.2.1 - O método da mudança da produtividade marginal

O método da variação da produtividade, também conhecido como método da função de produção, é uma espécie de método de mercado substituto, utilizado para a valoração dos benefícios indiretos de ecossistemas, por meio de sua contribuição para a manutenção das atividades econômicas. A função de produção relaciona a variação no bem-estar da produção incremental de um bem de mercado promovida por uma variação na quantidade ou qualidade de um recurso natural (BARBIER, 2000 ; BISHOP, 1999).

Geralmente, a abordagem da função de produção é caracterizada por duas etapas de procedimentos. A primeira etapa consiste na determinação dos efeitos físicos de uma alteração no recurso natural ou na sua função ecológica sobre determinada atividade econômica. Na segunda etapa, o impacto das mudanças ambientais é valorado em termos da correspondente mudança no *output* comercializado.

Em outras palavras, o serviço ambiental ou recurso ambiental é tratado como um *input* atividade econômica e, como qualquer *input*, seu valor pode ser equiparado com seu impacto sobre a produtividade de qualquer *output* comercializado. O valor econômico do serviço ambiental é calculado a partir do produto físico marginal do serviço ecossistêmico e do preço de mercado do bem comercializado (NUNEZ, 2006; BARBIER, 2000). O produto físico marginal de um recurso é definido como a variação no produto total, resultante da variação de um incremento na quantidade do recurso utilizado por unidade de tempo (LEFTWICH, 1970).

De maneira geral, Freeman III e Harrington (1990) mostram como os valores determinados podem ser influenciados pelo comportamento do mercado e por políticas regulatórias. Desse modo, Freeman III e Harrington (1990) assumem que a função de produção de uma firma *i* é da seguinte forma:

$$X^i = X^i(L^i, Q) \quad (i=1, \dots, n) \quad (2.2)$$

Onde,

L^i é o vetor dos *inputs* variáveis L^{ij} ($j=1, \dots, m$);

Q é uma medida da quantidade ou da qualidade ambiental de um recurso ou serviço ou do recurso ou o nível de tecnologia;

L e Q têm produto marginal positivo, sendo Q é dada exogenamente para a firma.

Para a quantificação da mudança no nível de bem-estar econômico, toma-se como referência o caso de firmas de um único produto, já que o único bem produzido é a água potável nos sistemas de abastecimento público. Freeman III e Harrington (1990) assumem que as funções de demanda são compensadas de forma que mudanças no bem-estar do consumidor podem ser medidas por áreas apropriadas. Então, a função de bem-estar associada com a produção X é a área sob a curva de demanda para X , menos o custo dos insumos:

$$W(L^{11}, \dots, L^{nm}, Q) = \int_0^X P(u) dX - \sum \sum w^j L^{ij} \quad (2.3)$$

w^j é o preço dos fatores

As condições de primeira ordem sobre L^{ij} são:

$$\frac{\partial W}{\partial L^{ij}} = P(X) \frac{\partial X}{\partial L^{ij}} - w^j = 0 \quad (2.4)$$

Para todo i, j

Essas condições de primeira ordem definem as funções de demanda do *input* $L^{ij*}(w^j, Q)$, e, por sua vez, uma função *output* $X^*(Q) = X[L^{ij*}(w^j, Q), Q]$ e uma função de bem-estar $W(Q) = W[L^{ij*}(w^j, Q), Q]$. Estabelecendo a condição de equilíbrio competitivo, a maximização do bem-estar é dada por:

$$W'(Q) = P(X^*)X'^*(Q) - \sum \sum w^j L^{ij*'}(Q) = P(X^*)X_Q[L^*(Q), Q] \quad (2.5)$$

O índice subscrito de X indica a diferenciação em relação ao segundo argumento. O ganho líquido de bem-estar é o valor do produto marginal do Q na função de produção. Note-se

que $\partial X/\partial Q$ na última expressão não é o aumento observado em X^* . Pelo contrário, é o aumento de X , que poderia ocorrer mantendo todos os outros *inputs* constantes. O conhecimento da função de produção é necessário para a implementação desta medida.

Barbier (2000) assumiu que o *output* comercializado de uma atividade econômica (Q) pode ser considerado como uma função de uma mudança do *input* ambiental (S) e de outros insumos, representados pelo vetor X . Desse modo, a função de produção de interesse pode ser expressa como uma função de um conjunto de insumos (*inputs*) da seguinte forma:

$$Q = F(X_1, \dots, X_k, S) \quad (2.6)$$

Considerando a função ecológica particular de *wetlands* para a manutenção da atividade pesqueira, a área do mangue na região costeira, S , pode ter influência direta sobre a captura de espécies dependentes, Q , que é independente de outros esforços da atividade de pesca comercial, $X_1 \dots X_k$. Portanto, as variações na área da *wetland*, considerada como fator determinante da pesca permite, permite capturar a contribuição econômica dessa importante função de suporte à pesca.

Nunez et al. (2006) estimaram os benefícios econômicos proporcionados pelas florestas temperadas nativas do Chile no suprimento de água purificada naturalmente, para a produção de água para consumo humano. Para isso, tomaram como referencial a abordagem de Freeman e Harrington (1990). Um dos caminhos para a implementação da função de produção é a partir da abordagem estática, que considera um período simples ou uma produção estática ou estoques constantes.

Trata-se de uma abordagem amplamente utilizada para a valoração das relações entre “*wetlands-fishery*”, que foi desenvolvida a partir de uma série de estudos para a determinação do valor de áreas pantanosas como habitat para pesca na Costa do Golfo, no Sul Estados Unidos (LYNNE et al., 1981, ELLIS e FISHER, 1987; FARBER e COSTANZA, 1987; FREEMAN, 1991; BELL, 1997). A abordagem estática da função de produção foi concebida por Lynne et al. (1981), que sugeriu que o suporte fornecido pelos pântanos, do Sul da Flórida para a pesca na Costa do Golfo, poderia ser modelado a partir da concepção de que a área pantanosa é uma variável adicional para a equação de crescimento econômico de pescadores. Assumindo uma função logística em que a produção de peixes é uma

função do crescimento do estoque natural de peixes, os autores citados obtiveram uma relação entre produção de peixe, h , esforços da pesca, E , e da área pantanosa, M :

$$h = \beta_0 + \beta_1 E \ln M_{t-1} + \beta_2 E_t^2 \ln M_{t-1} + \mu \quad (2.7)$$

Os parâmetros da Equação 2.3 podem ser estimados de dados de produção, de esforços da pesca e da área da *wetland* (serviço ecossistêmico). Lynne et al. (1981) utilizaram tais estimativas e o preço do peixe comercializado para derivar o valor do produto físico marginal de uma variação na área da *wetland* em termos de h .

Ellis e Fisher (1997) utilizaram a abordagem de Lynne et al. (1981) e o princípio do excedente econômico para estabelecer a hipótese de que um aumento na área da *wetland* promove um aumento na quantidade de determinada espécie de peixe e, portanto, diminui os custos da pesca. Assim, o valor da *wetland* como suporte para a atividade pesqueira, que neste caso é equivalente ao valor dos incrementos na área da *wetland*, pode ser calculado a partir das variações no excedente do produtor e consumidor. Para ilustrar o impacto no bem-estar devido à mudança na área da *wetland*, a Figura 2.7a mostra a variação no excedente do consumidor e do produtor devido ao deslocamento na curva de custo marginal (MC), o qual está representado pela área A. Analogamente, a Figura 2.7b ilustra a medida de bem-estar como uma variação no excedente do consumidor e do produtor (área B) devido ao deslocamento na curva de custo médio (AC).

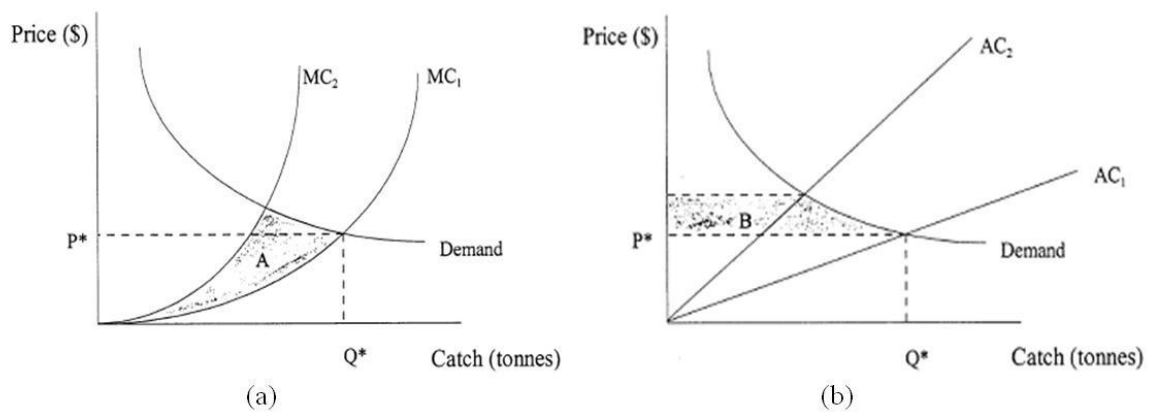


Figura 2.7 - Medida dos benefícios econômicos relacionados aos diferentes regimes de gerenciamento da pesca (BARBIER, 2000).

NUNEZ et al. (2006) definem a função de produção de água potável como a função de produção relevante. O serviço ecossistêmico da floresta como fator de produção é definido como uma medida da vazão sazonal da bacia hidrográfica de Llancahue, localizada em “*Valdivian Rainforest Ecoregion*” (Chile). Os referidos autores utilizaram dados de séries temporais da vazão de água naturalmente filtrada para estimar um modelo de função de produção de água em quatro diferentes formas estruturais: linear, polinomial, transcendental logarítmica e Coob-Douglas. A função de produção foi estimada partir da quantidade de água potável ofertada para abastecimento público (Q^0), expressa como uma função de um conjunto de insumos variáveis (L^i) utilizados no tratamento de água para produzir Q^0 e S^e é o serviço ecossistêmico, determinado exogenamente pela firma.

Nunez et al. (2006) incluíram variáveis *dummy* para capturar a sazonalidade da vazão de água naturalmente filtrada pela floresta. A função de produção foi estimada na forma funcional *Cobb–Douglas*. A mesma apresenta a vantagem de combinar efeitos multiplicativos e aditivos entre os inputs, além de considerar constantes a variação no produto físico marginal e a elasticidade de substituição, fornecendo um bom ajuste para a equação (ACHARYA e BARBIER, 2000). Os valores econômicos por metros cúbicos do fluxo de água (vazão) no verão e no restante do ano foram da ordem de USD 0,066 e USD 0,025, respectivamente.

Com a finalidade de capturar medidas de valor econômico do serviço ambiental, proporcionadas pela cobertura florestal para a oferta de água para abastecimento público, recorreu-se aos conceitos da teoria neoclássica do bem-estar social. Tendo-se em vista a natureza do problema, o procedimento de valoração elaborado baseou-se no método da produtividade marginal, visando capturar o nível de satisfação da sociedade por serviços ambientais. As variações nos níveis de bem-estar são traduzidas por meio de medidas de custos ou benefícios marginais. Para tanto, a aplicação do conceito de excedente econômico requer a derivação das curvas de “demanda-benefício” do consumidor e de “oferta-custo” do fornecedor de água nos sistemas de abastecimento público.

Entre as principais restrições da aplicação da produtividade marginal, aponta-se que o valor do insumo ambiental reflete apenas as variações na produção do bem comercializado. Em outras palavras, esse método captura apenas os valores de uso direto e indireto do recurso ambiental, para a para a geração do fluxo de produção do *output*. Assim, valores de

opção e existência não podem ser capturados por esse método. Dessa forma, a produtividade marginal subestima o valor correto do recurso ou serviço ambiental, quando os valores de opção e existência são positivos.

Por outro lado, se a variação do insumo ambiental (input) altera os preços do bem produzido ou de outros insumos do processo produtivo, portanto, deverão ocorrer ajustes em outros setores. Isso resulta em variações no excedente do consumidor do *output* e de seus substitutos ou complementares, como também no excedente do produtor. Esse último utiliza o recurso ambiental e outros insumos da produção (substitutos ou complementares).

Ajustes em outros mercados somente seriam possíveis de identificação a partir de modelos de equilíbrio, o que requer um instrumental estatístico e base de dados sofisticados. Assim, existindo evidências de alterações significativas de preço, o método de produtividade estima valores de bem-estar distorcidos; tanto subestimados quanto superestimados, dependendo da magnitude e sinal das variações de excedente.

Na seção 2.5, a seguir, elaboram-se considerações de aspectos econométricos a serem ponderados na especificação da função de demanda, principalmente, quanto aos vieses das estimativas. Para isso, tomam-se como referência experiências pautadas na análise dos efeitos do preço sobre a demanda doméstica de água. São contribuições que emergem de estudos de caso de estimação da água aplicando tarifas diferenciadas por blocos de consumo.

2.5 - A especificação econométrica da demanda doméstica de água

As primeiras estimações da demanda de água evoluíram do pressuposto de que o crescimento da população e o tipo de desenvolvimento urbano é que determinavam a quantidade de água necessária. Assim, assumia-se implicitamente que o preço da água e a renda disponível do consumidor não afetavam a demanda de água (HEADLEY, 1963). No passado, a aplicação destes requisitos, para projetar as necessidades futuras de água de uma cidade, tem produzido resultados satisfatórios. Devido a uma taxa de inflação relativamente alta, as melhorias nas economias de escala compensavam os efeitos da inflação e garantiam os serviços de água para manter o preço baixo. Por conseguinte, as variáveis economicamente relevantes (preço e renda) eram mantidas constantes para uma dada localidade, ao longo do horizonte de planejamento.

Segundo Foster e Beattie (1979) este argumento não pode ser considerado adequado. Isso porque, as elevadas taxas de inflação sobre os custos de produção de água, sem um correspondente aumento de produtividade, acarretam mudanças consideráveis no seu preço real. Desse modo, o aumento na capacidade do sistema, com base apenas nos requisitos “crescimento da população” e “tipo de desenvolvimento urbano”, pode resultar em excesso de capacidade. Isso em decorrência do aumento do preço da água ou da diminuição da renda.

Nas últimas décadas, a utilização do preço como ferramenta de gestão do consumo de água tem sido tema de crescente preocupação, entre os agentes tomadores de decisão de empresas públicas e privadas. Várias investigações empíricas utilizam ferramentas de análise de demanda do consumidor, para estimar os efeitos do preço da água.

Apesar de serem aplicados em contextos diferentes e utilizarem distintas técnicas de estimação, tais experiências partilham de um mesmo procedimento empírico, realizado passo a passo. Primeiramente, escolhem-se o método adequado e, em seguida, especificam-se as variáveis dependentes e independentes a serem utilizados na abordagem escolhida. Isto normalmente assume a forma:

$$Q_d^w = f(P^w, Z) \quad (2.8)$$

Onde Q_d^w é a quantidade de água residencial demandada (mais provavelmente consumida), P^w é uma medida de preço da água e Z é o vetor representativo de outros fatores; tais como, renda do consumidor, clima, tipo ou composição do domicílio, políticas de conservação da água e preferências do consumidor, e assim por diante (ARBUES et al., 2003 ; YOUNG, 2006).

Quando as observações extrapolam um único período de tempo, utiliza-se um índice médio de preço, representativo do preço de todos os outros bens e serviços, como deflator de preço. A estrutura de demanda apresentada assume a hipótese de que os consumidores adaptam sua conduta em relação ao consumo de água, face às mudanças no seu preço, e, no longo prazo, modificam seus hábitos de uso da água. Dessa forma, o consumo residencial de água relaciona-se inversamente com o seu preço.

A magnitude dos efeitos da mudança no preço sobre a quantidade de água demandada é indicada pela elasticidade-preço da demanda. Geralmente, a demanda estimada de água é muito inelástica a preço, pois a água não tem substitutos para usos básicos. Os resultados empíricos existentes sugerem que a elasticidade-preço da demanda por água é significativamente diferente de zero, com valores situados abaixo de -0,3. Além disso, outro aspecto que explica os valores inelásticos é o baixo nível de percepção do consumidor da estrutura tarifária, uma vez que as contas de água normalmente representam uma pequena proporção de sua renda (CHICOINE e RAMAMURTHY, 1986 ; ARBUÉS et al., 2000).

Na especificação da demanda residencial de água, os parâmetros da equação são inferidos por meio de técnicas de regressão múltipla, com a finalidade de estimar as elasticidades em relação a preço e renda. Os estudos pioneiros constatam que os valores estimados para a elasticidade-preço da demanda variam amplamente. De maneira geral, existe um consenso na literatura a respeito das variáveis explanatórias da demanda residencial de água (MARTINS e FORTUNATO, 2005). Fundamentalmente, utiliza-se como variável dependente a quantidade de água medida por domicílio. Como exceção, aponta-se o estudo de Martínez-Espiñeira e Nauges (2004) que utilizaram dados consumo *per capita*, ao invés de dados domiciliares.

No entanto, existe uma grande polêmica em torno da variável preço como variável explicativa. Embora a demanda de água seja exaustivamente estudada, não há um consenso na escolha dessa variável: se preço médio ou se preço marginal. Além do mais, destaca-se que sob uma estrutura tarifária em blocos, a escolha da medida do preço adequado para a especificação da demanda é, ainda, mais controversa.

2.5.1 - A função de demanda no contexto de tarifas em blocos

Uma maneira de melhorar a percepção do valor econômico da água pelos usuários é a utilização de taxas, que reflitam não somente seu custo ambiental, mas também seu custo econômico. Por outro lado, existe grande preocupação sobre o quanto os consumidores de baixa renda devem pagar pela água. Nesse sentido, a adoção de regimes de tarifas apropriados é importante para incentivar a racionalização do uso de água. Além disso, visa também para a distribuição dos custos de forma equitativa, considerando as questões sociais para uma arrecadação financeira mais coerente. Portanto, ao elaborar um modelo de de-

manda de água, apoiando-se na estrutura tarifária, vários aspectos importantes são considerados, tanto para os serviços de água quanto para os consumidores.

Neste sentido, Worthington e Hoffman (2008) argumentam que, para a especificação da demanda de água é essencial uma estrutura tarifária que represente uma divisão entre preços fixos e variáveis, assim como qualquer variação nesses preços. Na tentativa de atender a esse critério, vários mecanismos de tarifação consagrados é aqui considerada.

Numa classificação estabelecida por Bartoszczuk e Nakamori (2004), tais mecanismos incluem: (i) uma taxa fixa, normalmente medida em unidades monetárias por unidades de volume, para um nível de consumo invariável. A taxa fixa é igual para cada consumidor e, também, depende de outros fatores (volume de água medida e localização geográfica do grupo de consumidores); (ii) uma taxa fixa subsidiada, seguida de uma taxa de excesso, para consumos acima de determinado nível e; (iii) uma tarifa em duas partes, que consiste de uma componente fixa, correspondente a uma taxa de adesão, e uma componente variável, baseada na quantidade real de água consumida, denominada taxa volumétrica.

Para atender critérios de eficiência econômica, a componente variável da tarifa deve cobrir quaisquer custos, que apresentem variação com a demanda ou com os picos de demanda, no curto ou longo prazo. Já o elemento o fixo da tarifa deve cobrir apenas os custos que não são variáveis com o consumo, ou que não podem ser acomodados na componente variável. A parte variável da tarifa serve como um incentivo aos consumidores para a utilização eficiente da água, enquanto a parte fixa permite a cobertura de despesas gerais dos serviços de água.

Maior flexibilidade sobre a tarifa em duas partes é fornecida pelas tarifas blocos. Nesse último, o consumo é dividido em camadas ou blocos, onde uma taxa diferente é aplicada. Na tarifa em bloco fixo, o tamanho dos blocos é a mesma para todos os consumidores, enquanto que na tarifação por bloco variável, ele é determinado da mesma forma que a componente fixa da tarifa em duas partes. As tarifas em blocos são atraentes para consumidores que não querem se comprometer com pagamentos não relacionados ao consumo efetivo, e que querem garantir descontos na quantidade (HOUTHAKKER, 1951).

Normalmente, diferentes taxas volumétricas estão associadas a diferentes blocos. Ou seja, o aumento ou a diminuição dessa taxa, como consequência do aumento do consumo de

água, implica num padrão de tarifas em blocos crescentes ou decrescente, respectivamente. É importante mencionar que, em geral, as tarifas não estão relacionadas com o custo real da água e nem com as diferentes categorias de consumidores. Elas variam de acordo com capital e o custo social de exploração dos serviços de água.

Outro aspecto é que a estrutura tarifária é fixa no âmbito das municipalidades, entretanto, variam muito de um país para outro. Isso porque os países têm diferentes propósitos de tarifação da água, os quais incluem a recuperação dos custos, a redistribuição de renda e a melhoria da distribuição e conservação da água (OCDE, 1999; BARTOSZCZUK e NAKAMORI, 2004 ; DINAR e SUBRAMANIAN, 1998).

De maneira similar à eletricidade, pode-se atribuir à água comercializada pelos sistemas de abastecimento público, duas características fundamentais do ponto de vista da precificação. Primeiro, é economicamente impossível armazenar água em quantidades significativas. Como a demanda flutua significativamente no horizonte temporal, a capacidade instalada do sistema de produção e distribuição de água é determinada pela maior demanda (“demanda de pico”). Assim, a capacidade do sistema está prevista para atender a “demanda de pico”, a qualquer momento. Segundo, como a água somente pode ser distribuída pelos sistemas de abastecimento, seus compradores não podem revendê-la. Este aspecto possibilita a discriminação entre consumidores e, conjuntamente com a primeira característica, a cobrança de taxas proporcionais ao consumo efetivo.

2.5.2 - Implicações da tarifa em blocos na demanda do consumidor

Amparados nessas reflexões e nas evidências de Taylor (1975), surgem os primeiros esforços para a estimação da demanda de água sujeita a diferentes padrões tarifários. Tais experiências estarão discutidas na seção seguinte. Primeiramente, abordam-se os principais aspectos acerca das investigações Taylor (1975), um dos pioneiros na análise da demanda de eletricidade, na presença de tarifas em blocos. Mais especificamente, são implicações teóricas na modelagem da demanda de eletricidade, dadas suas características singulares; o consumidor de eletricidade não enfrenta um preço único, mas, uma tabela de preços. Além disso, a demanda é diferenciada no horizonte temporal e por classe de usuário.

De maneira geral, as características da estrutura da demanda de eletricidade são semelhantes à da demanda de água, especialmente, do ponto de vista da precificação. Assim, a apre-

ciação das argumentações de Taylor (1975) sobre os aspectos econométricos inerentes às características da demanda, é crucial para sua compreensão. No passado, as primeiras evidências de que a presença de uma tabela de preços tem implicações importantes sobre a demanda, foram verificadas para o caso da eletricidade, que era comprada a um preço marginal decrescente. Particularmente, os estudos restringiram-se à definição do tipo de preço que deve ser incluído na função demanda; se preço marginal ou se preço médio. Com isso, as implicações da tabela de preços no equilíbrio do consumidor e, portanto, na própria função de demanda, não foram sistematicamente investigadas⁴.

Uma formulação teórica simplificada para o problema do consumidor é apresentada por Taylor (1975), supondo a existência de apenas dois bens. Para efeitos da análise, as quantidades dos bens são denotadas por q_1 e q_2 , assumindo-se q_1 comprada ilimitadamente ao preço p_2 e que (q_2) comparada de acordo com uma tarifa em duas partes, em blocos decrescentes, com as seguintes restrições:

- as primeiras k_1 unidades consumidas ou menos z
- entre k_1 e k_2 unidades consumidas $\pi_1 / \text{un. cons.}$
- acima de k_2 unidades consumidas $\pi_2 / \text{un.cons.}$

Onde z é a primeira parte da tarifa, representando a parte fixa da mesma, ou seja, é a taxa que os consumidores devem pagar, independente de usarem ou não aquela quantidade (q_1), enquanto π_1 e π_2 são as partes variáveis da tarifa, onde π_1 é maior que π_2 . Além dessas considerações, assume-se que o consumidor apresenta uma função de utilidade cuja maximização está subordinada a restrição orçamentária. A restrição orçamentária desencadeia uma série de conseqüências sobre o equilíbrio do consumidor.

Embora não exista um arcabouço analítico para a derivação da curva de demanda na presença de preços em blocos, o que é uma crítica válida aos esforços econométricos voltados à essa questão, sua importância é mais teórica do que prática. Assim, abordagens mais práticas, como o tipo de preço que deve ser incluído na função de demanda, são vistas como uma aproximação para a demanda real a ser determinada.

⁴Segundo TAYLOR (1975), as implicações teóricas das quantidades descontadas e das tarifas em bloco foram devidamente constatadas e apresentadas nos trabalhos de BUCHANAN (1952-1953), GABOR (1955-1956), BUCHANAN (1966), GABOR (1966) e OI (1971). No entanto, as contribuições dos autores mencionados passaram despercebidas na literatura econométrica.

Com a inclusão da variável preço na função de demanda, um preço “*ex post*” é definido pela divisão das despesas totais pela quantidade consumida. Inicialmente a situação foi reconhecida por Halvorsent (1973), como causa de problemas de simultaneidade⁵ e de identificação⁶. A presença de uma tabela de preços com tarifas decrescentes significa que o consumidor enfrenta uma curva de oferta inclinada negativamente, definida a partir do preço médio. Embora o preço médio “*ex post*” leve a problemas de simultaneidade, ele é uma condição predeterminada necessária quando duas curvas precisam ser identificadas. Ao incluir a variável renda na função de demanda, identifica-se a oferta, no entanto, um procedimento para identificar a função de demanda é menos evidente.

Para contornar o problema de identificação da função de demanda, Halvorsent (1973) sugere incluir os custos variáveis na função de preço médio, uma vez que o preço na oferta está supostamente relacionado com os custos. No entanto, esse procedimento tem alguns inconvenientes, entre eles, a falta de transparência na mensuração dos custos. Assim, o autor citado argumenta que seria mais adequado relacionar o preço médio com a tabela de preços vigente, pois a estrutura tarifária é independente da demanda, no curto prazo.

Por outro lado, a utilização do preço marginal transmite apenas parte das informações necessárias. Ele é relevante para a decisão do consumidor, somente quando o consumo ocorre no bloco onde ele está fixado. Ou seja, o preço marginal governa o comportamento do consumidor no referido bloco, mas, não é ele sozinho quem determina o consumo naquele bloco, em oposição a outro qualquer.

Diante das evidências teóricas, Taylor (1975) constata que o mais adequado seria incluir ambos os preços, como variáveis preditoras na função de demanda. Para isso, os mesmos

⁵ Preço e quantidade são variáveis conjuntamente dependentes. Assim, uma variação na curva de demanda altera tanto P quanto Q, ou seja, existe uma dependência simultânea entre essas variáveis.

⁶ De acordo com GUJARATI (2005) um problema de identificação surge quando se dispõem, apenas, de informações sobre preços e quantidades, sem nenhuma outra informação adicional (renda do consumidor, condições do tempo, por exemplo). Assim, dispondo-se somente de dados de P e Q, o problema de identificação consiste auxiliar no reconhecimento de qual função está sendo estimada a partir dessas variáveis; se função de oferta ou se função de demanda.

não devem ser determinados “*ex post*”, mas, a partir de uma estrutura tarifária vigente. Assim, o autor citado recomenda que a função de demanda do consumidor inclua as seguintes variáveis: (i) preço marginal (P_{mg}), correspondente ao preço no último bloco de consumo; (ii) preço médio (P_{me}) por unidade consumida em todos os blocos, com exceção do último bloco e; (iii) despesa total em todos os blocos, com exceção do último bloco, pode ser usado em lugar do preço médio. A qualquer quantidade consumida, essa última variável captura o efeito renda decorrente de alterações no preço intramarginal, deixando que o efeito preço seja medido pelo preço marginal.

Nordin (1976) modifica a análise teórica de Taylor (1975), demonstrando que é preferível utilizar em lugar de (ii) ou de (iii) uma variável equivalente a um pagamento fixo que o consumidor precisa efetuar antes de comprar as unidades que ele desejar, ao preço marginal. Tal variável fornece uma representação apropriada do efeito renda, incorporado na tabela de preços.

Amparadas nas recomendações de Taylor (1975) e Nordin (1976), as principais experiências envolvem a escolha da especificação mais adequada para o preço. São estudos que levam em conta que, a presença da tabela tarifária na estimativa da demanda residencial água torna o preço endógeno, variando com a quantidade de água consumida. Na seqüência, descrevem-se sucintamente algumas das principais experiências supracitadas, destacando-se aquelas que incluem o preço marginal, assim como as que utilizam o preço médio.

2.5.3 - A especificação do preço no contexto das tarifas diferenciadas por blocos

Somente partir da década de sessenta é que se verifica um crescente reconhecimento da importância das variáveis econômicas, no estudo das características da demanda doméstica da água. Entretanto, a especificação adequada do preço na função de demanda de água tem sido negligenciada. Vários estudos empíricos, tais como os de Wong (1972), de Young (1973) e de Gottlieb (1963), assim como o de Foster e Beattie (1979), adotam o preço médio. Nenhum deles aponta as implicações da escolha adequada do preço, considerado explicitamente.

Nos referidos estudos, o preço médio da água foi obtido dividindo a receita total pela quantidade total de água utilizada. É uma especificação correta para o preço da água somente quando ele é uniforme, independentemente da classe de usuário ou da quantidade adquiri-

da. Ao contrário, quanto existe uma estrutura de preços, formada por taxas em blocos, Billings e Agthe (1980) sugerem que duas estruturas de preço devem ser consideradas.

Sem a pretensão de fazer uma análise crítica exaustiva dos vários estudos de caso, apresentam-se aqui algumas experiências relevantes, considerando a estrutura tarifária em blocos. Antes disso, descrevem-se sucintamente os primeiros estudos que incluem explicitamente a variável preço, como determinante da demanda de água. A finalidade é buscar elementos para a formulação da demanda de água, baseando-se em simplificações encontradas na literatura, para resolver o dilema do preço que melhor reflete a estrutura tarifária. Também são levantadas considerações acerca das ferramentas econométricas adotadas, para contornar o problema da simultaneidade entre variáveis, assim como os vieses das estimativas. Dos estudos analisados são extraídas as elasticidades-preço da demanda, o que permite identificar como a demanda responde ao preço médio e ao preço marginal.

2.5.3.1 - A especificação do preço médio e implicações na demanda de água

Gottlieb (1963) isolou a influência do preço e da renda, utilizando padrões de preço de consumo das pequenas cidades do Kansas. Para isso, o autor analisa as primeiras versões de regressões simples do preço médio sobre o consumo *per capita* de água. A primeira delas foi desenvolvida nos Estados Unidos, em 1926. A análise utilizou dados de 29 sistemas de água, correspondentes aos valores médios de um período de cinco anos, de 1920 a 1924. A regressão evidenciou uma alta dispersão, indicando a ocorrência de outras influências no relacionamento entre as variáveis, tais como os níveis de renda. O efeito da renda é mensurável apenas em nível agregado, através da renda média por domicílio, a qual é extraída da média dos níveis de renda dos consumidores.

Experiências similares para a estimação da elasticidade em relação a preço e renda também estão discutidas em Gottlieb (1963). Em 1955, uma regressão com dados de 34 sistemas de abastecimento de água indicou uma elasticidade-preço próxima de -0,4, e um elevado grau de dispersão. A dispersão no relacionamento entre consumo e preço será tanto maior quanto maior a diversidade climática e os níveis de chuva, assim como o tamanho dos centros urbanos. O autor citado destaca, especialmente, experiências obtidas no Illinois, no Kansas e em escala nacional, onde o consumo de água foi relacionado com renda e preço, numa função linear logarítmica com elasticidades constantes.

No caso do Kansas, especialmente, as estimativas para diferentes anos tiveram os sinais esperados, onde a elasticidade-preço foi maior em 1952 em comparação com o período de 1957. Uma relação contrária é verificada para a elasticidade-renda, cujas variações são consideradas irrelevantes até que outros padrões sejam obtidos, para outros anos e para amostras maiores. Entretanto, estima-se que as elasticidades-renda são de ordem menor que as elasticidades-preço e, provavelmente, variam entre 0,3 e 0,6.

Por outro lado, as estimativas um declínio na elasticidade-preço, entre 1952 e 1957. Essa redução reflete o fato de que o aumento ocorrido na tarifa de água entre 1952-1957 induziu, em 1957, uma diminuição relativa dos níveis de consumo per capita de apenas 9%. Conseqüentemente, as elasticidades obtidas a partir de dados de painel tornaram-se mais inelásticas naquele ano (GOTTILIEB, 1963).

No contexto nacional, os baixos valores da elasticidade-preço da demanda de água (cerca de -0,39) em comparação com as elasticidades-preço no Kansas (-0,66 a -1,23) devem-se, principalmente, à diferença de porte da localidade. Isso porque, os usos de água mais sensíveis a preço promovem uma resposta menor em cidades maiores do que em cidades menores. No período analisado, os resultados obtidos, em escala nacional e para o Kansas, indicam que a elasticidade-preço da demanda é, cerca de, 0,4 nas vizinhanças das grandes cidades e de 0,65 para pequenas localidades.

Foster e Beattie (1979) adotam um modelo com o preço na forma exponencial, onde a elasticidade-preço varia diretamente com o mesmo (por exemplo, altas elasticidades ocorrem com altos preços e vice versa). Trata-se de uma abordagem desagregada, que busca capturar os efeitos das diferenças regionais e do porte da localidade, sobre a demanda urbana de água. Ou seja, a nova abordagem busca suprimir as limitações nas estimativas da demanda urbana de água, que estavam restritas, até então, a uma região ou, ainda, a uma população homogênea. Desse modo, os autores citados estimam parâmetros e verificam a hipótese de que a demanda de água não varia com o porte da cidade e com as diferenças regionais, nos Estados Unidos.

Os coeficientes da regressão múltipla, para seis diferentes regiões nos Estados Unidos, são estimados pelo método dos mínimos quadrados ordinários (MQO). As variáveis explanatórias são preço médio, renda média, precipitação efetiva e densidade populacional. Além

das variáveis explicativas, incorporam-se variáveis *dummy* para capturar efeitos adicionais que podem interferir na demanda de água⁷. Outras variáveis explanatórias são incluídas no modelo na forma de potência. A inclusão de variáveis regionais *dummy* resultou em deslocamentos da curva de demanda, com coeficiente da *dummy* e elasticidade-preço variando entre regiões. Diante das diferentes estimativas Foster e Beattie (1979) rejeitam a hipótese de que o consumo não varia entre regiões.

Billings et al. (1981) dirigem críticas a Foster e Beattie (1979), alegando que ao incluir o preço médio, a relação estimada entre preço e quantidade consumida é a de uma função de oferta ao invés uma função de demanda. Ou seja, um problema de identificação é verificado, uma vez que o preço médio varia inversamente com o consumo. Billings e Agthe (1981) recomendam o uso de uma aproximação grosseira do preço marginal, levando em conta uma tabela de preços com poucos blocos, o que implicaria na eliminação do preço médio e de problemas identificação.

Em resposta, Foster e Beattie (1981a) justificam que a escolha do preço médio como variável explicativa diz respeito à agregação dos dados. Eles argumentam que os dados eram insuficientes para considerar as diferenças sazonais no consumo de água e, conseqüentemente, o preço marginal. Os dados quando agregados em períodos sazonais de consumo, bem como em unidades de consumo, requerem algum tipo de preço marginal, pois as preferências individuais têm padrão sazonal marcante.

Destaca-se, por exemplo, que domicílios de baixa renda podem estar no bloco de taxa mínima durante o inverno, mas, passar para primeiro bloco de preço marginal durante o verão. Em contrapartida, os domicílios de alta renda podem estar no primeiro bloco de preço marginal durante os meses de inverno, passando para o segundo ou terceiro bloco no verão. Assim, o preço médio foi utilizado como uma *proxy* para os consumidores perceberem o preço marginal.

⁷ FOSTER e BEATTIE (1979) destacam que os inúmeros fatores sociais, políticos, econômicos, ambientais e culturais que não estejam refletidos nas variáveis explanatórias, provavelmente influenciam a demanda. Como esses fatores são de natureza regional, os coeficientes *dummy* devem capturar seus efeitos. Entretanto, salienta-se que a heterogeneidade intra-regional desses fatores intangíveis é, sem dúvida, inerente aos dados.

O problema de identificação alegado por Billings e Agthe (1981) refere-se possibilidade de estimar uma curva de oferta, em lugar de uma curva de demanda, dependendo do deslocamentos relativos das curvas de oferta e de demanda gerados a partir dos dados. A importância desse problema na estimativa de demanda residencial de água tem sido considerada por Howe e Linaweaver (1967). Assim, Billings e Agthe (1981) defendem que se a diferença de consumo de água resulta, além do preço, de fatores exógenos, o preço médio da água seria alto em cidades onde o consumo de água é baixo, ao passo que nas cidades onde o consumo de água é alto, o preço médio seria baixo. Tais aspectos implicariam em traçar uma curva de oferta ao invés de uma curva de demanda. Foster e Beattie (1981b) replicam a afirmação de Billings e Agthe (1981), enfatizando que um problema de identificação existiria somente na estimativa da demanda agregada e não por domicílio.

Como a água representa uma pequena parcela de suas despesas, é pouco provável que os consumidores conheçam detalhadamente a estrutura tarifária e, tampouco, os seus preços marginais. Tal aspecto dificulta a elaboração de um modelo baseado no pressuposto teórico de que os consumidores sejam plenamente informados sobre a estrutura tarifária e, portanto, reagem aos preços na margem (FOSTER e BEATTIE, 1981a). Assim, os autores citados defendem que a especificação do preço é uma questão empírica, baseada no “bom ajuste”. Ou seja, presume-se que o preço que proporciona o melhor ajuste é aquele percebido pelos consumidores de água.

Foster e Beattie (1981b) reforçam sua tese de que a especificação da demanda em conformidade com o preço marginal não é relevante. Para tanto, eles estimaram os parâmetros da equação de demanda, utilizando dados agregados e a especificação sugerida por Nordin (1976), onde preço marginal e variável diferença foram fixados. O *Ordinary Least Squares* (OLS) foi usado para estimar os coeficientes de regressão múltipla obtidos da transformação logarítmica da equação. As evidências empíricas apontam que as estimativas dos parâmetros, a partir da especificação de Nordin (1976), não foram estatisticamente diferentes da especificação pelo preço médio.

Entretanto, o coeficiente para a variável diferença foi positivo, igual ao sinal do coeficiente de renda. Teoricamente, esses coeficientes devem ser iguais em magnitude, porém de sinais contrários (NORDIN, 1976). Tendo em vista que, em modelos de forma não-linear não se aplica a exigência de igualdade na magnitude dos coeficientes, o sinal esperado para

o coeficiente da diferença é contrário ao do coeficiente de renda. Isso porque, o incremento unitário na variável diferença deve ter o mesmo efeito que a diminuição unitária na renda.

Foster e Beattie (1981b) afirmam que é improvável que a multicolinearidade tenha ocasionado esse resultado, pois todos os coeficientes do modelo são altamente significativos. Os autores citados interpretam que sinal incorreto no coeficiente da variável diferença, reforçam as suspeitas quanto à suposta superioridade da especificação pelo preço marginal. Desse modo, os resultados empíricos de estimação de um modelo com preço marginal não são conclusivos, sugerindo que sua relevância seja testada em estudos empíricos, a partir do uso de dados agregados.

Em resumo, as argumentações expostas anteriormente evidenciam que, devido ao desconhecimento dos preços marginais, da natureza complexa das tarifas em blocos e do perfil da conta dos consumidores, estes podem não responder ao preço marginal, mas ao preço médio. O fato é que os consumidores podem estar mais informados da fatura total e da quantidade total consumida e, portanto, do preço médio. Portanto, a percepção de preço é diferente daquela prevista na teoria do comportamento de consumidor. Assim, se eles reagem ao preço médio ou ao preço marginal é uma questão empírica.

2.5.3.2 - Especificação sobre o preço médio *versus* preço marginal

A principal barreira à estimativa da demanda doméstica de água é a estrutura tarifária praticada pelos serviços de saneamento, uma vez que o preço torna-se endógeno com a quantidade de água consumida. As implicações impostas pela presença de uma tabela de preços são amplamente reconhecidas em vários estudos. Como a água é vendida sob tarifas diferenciadas em blocos, a modelagem da demanda de água freqüentemente inclui a especificação de Nordin, onde são introduzidos o preço marginal e a variável diferença.

Todavia, a especificação da variável de Nordin ainda é muito controversa. Isso porque um consumidor perfeitamente informado deveria reagir ao preço marginal, no entanto, a maioria dos consumidores desconhece as alterações das taxas intramarginais. Assim, a especificação Nordin não assume significado estatístico e nem econômico (WORTHINGTON et al., 2006). Chicoine et al. (1986) sustentam que a especificação Nordin é desnecessária, onde uma regressão simples com Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) e preços margi-

nais é mais apropriada, mesmo para um regime tarifário em blocos. Por outro lado, Barkatullah (1996) argumenta que, na presença de tarifas em blocos, um modelo envolvendo Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) e variáveis instrumentais (VI) fornece suporte à teoria de Nordin.

Quanto às implicações na estimativa da elasticidade-preço Espey et al. (1997) conduziram uma meta-análise de 24 estudos realizados nos Estados Unidos, onde cada um deles forneceram 124 observações da elasticidade-preço da demanda doméstica de água. Eles constatam que a utilização da variável diferença de Nordin produziu estimativas de elasticidade-preço significativamente maior, em comparação com as que utilizaram somente o preço marginal. Por outro lado, Arbués et al (2003) evidenciaram que, embora ocorra uma variação dos valores da elasticidade-preço, em função das diferentes formas de determinação do preço, muitas vezes, a diferença não é perceptível.

Em estudo recente, Taylor et al (2004) alegam que a especificação pelo preço médio é inválida, quando justificada empiricamente com base no critério do bom ajuste. Isso porque a taxa fixa embutida na tabela de preços distorce as medidas de ajuste, quando a demanda residencial de água é especificada ao preço médio. Desse modo, os autores citados salientam que a especificação preço marginal *versus* preço médio deve ser resolvida empiricamente, porém, testando o “preço percebido” pelo consumidor.

Os maiores esforços no intuito de identificar o preço percebido pelos consumidores são atribuídos a Shin (1985) e Opaluch (1982). A abordagem de Shin (1985) é considerada a mais flexível na construção de uma medida de percepção de preço. Shin (1985) mostrou a partir do modelo de percepção do preço, uma maior reação dos consumidores ao preço médio, quando confrontados regimes tarifários em bloco decrescente.

Nieswiadomy e Molina (1991) utilizaram o modelo de percepção de preço para comparar tarifas em blocos crescentes e decrescentes. Eles evidenciaram que os consumidores reagem aos preços marginais quando se deparam com tarifas em blocos crescentes. Porém, há maior reação aos preços médios quando enfrentam tarifas em blocos decrescentes. Face às divergências na aplicação das abordagens de percepção do preço, Taylor et al (2004) elaboram um novo teste de decisão. Os referidos autores constatam que a presença de uma ta-

xa fixa na tabela de preços causa vieses insuperáveis no ajuste de preço médio em relação ao preço marginal, invalidando os testes de Shin (1985) e Opaluch (1982).

Na abordagem de Taylor et al (2004) uma despesa média variável é encontrada, removendo-se a taxa fixa da conta dos consumidores. Com a eliminação da taxa fixa, a função da demanda incorpora a renda média variável como uma *proxy* para o preço. Esse artifício elimina a identidade provocada dessa taxa na função de demanda estimada, mantendo a receita média como medida segura de preço. Assim, Taylor et al (2004) mostram conceitualmente e empiricamente que, a utilização da receita média cria um viés em relação à elasticidade-preço, quando as taxas fixas mensais são parte substancial da conta de água.

As argumentações expostas refletem a falta de um consenso na escolha do preço que governam as decisões do consumidor. Para propósitos comparativos, sumarizam-se na Tabela 2.3 as principais experiências na estimação da demanda residencial de água. Observam-se as variáveis representativas do consumo (dependentes), seus determinantes, as técnicas econométricas e vieses de estimativas, bem como os principais parâmetros obtidos.

Tabela 2. 3 – Sumário das principais experiências empíricas na literatura de modelagem da demanda residencial de água.

Experiências	amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço (valor absoluto)	Elasticidade renda	Comentários
Agthe e Billings (1980) Tucson, Arizona	Painel 1974 – 1980.	Consumo mensal de água por domicílio.	Preço marginal, preço diferença, taxa de evaporação menos precipitação, renda do domicílio.	MQO	Curto prazo 0,18-0,36; Longo prazo 0,27-0,50;	Curto prazo 1,33-2,07; Longo prazo 1,97-2,77	Elasticidades elevadas para o modelo linear em comparação com o modelo log-log.
Billings e Agthe (1980) Tucson, Arizona.	Painel 1974 a 1977.	Consumo mensal de água por domicílio.	Preço marginal, termo de diferença, carga poluente marginal durante os meses de inverno de marginal renda individual, evapotranspiração menos precipitação.	MQO	0,27-0,49	n.a.	Valores monetários reais produzem resultados estatísticos substancialmente mais robustos do que valores de preço e renda não ajustados.
Carver e Boland (1980) Washington,	Painel 1969 a 1974.	Produção anual média de água em relação ao número de conexões.	Renda real, preço real, número de residências por conexão, número de indivíduos por conexão, consumo defasado.	MQO	Curto prazo 0,10; Longo prazo 0,02- 0,70	n.a.	Quando separadas em componentes sazonais e não-sazonais, as elasticidades são substancialmente mais inelásticas.
Foster e Beattie (1981) United States.	cross-sectional 1960.	Consumo doméstico médio anual de água	Preço marginal, diferença de preço, renda familiar média, precipitação, número de moradores por metro quadrado.	MQO	0,12	0.58	Resultados obtidos usando especificação do tipo Nordin sugerem que o preço médio é mais indicado para dados anuais.
Chicoine, Deller e Ramamurthy (1986) Illinois.	cross-sectional 1983.	Consumo doméstico mensal de água.	Índice de preços para outros bens relevantes, diferença de renda de Nordin (taxa premium), preço marginal, preço médio menos preço marginal.	MQO, MQ2E MQ3E	0,22-0,42	0,01-0,14	MQ3E fornecem estimativas um pouco mais eficientes em comparação com o MQ2E e mais consistentes em comparação com o MQO.
Williams e Suh (1986) Estados Unidos.	cross-sectional 1967.	Quantidade de água anual demandada por classe de consumidor	Preço marginal, preço pela receita média, outras medidas preço, tamanho da classe de consumidor, renda per capita, total de chuvas registrado nos meses de verão, temperatura média nos meses de verão, população por quilometro quadrado.	MQO	0.25-0.48	0.64- 0.77	Elasticidade-preço da demanda é maior para especificações de preço a partir da receita média do que para especificações pelo preço marginal.

Notas: MQO – Mínimos Quadrados Ordinários, MQ2E – Mínimos Quadrados de Dois Estágios, MQ3E – Mínimos Quadrados de Três Estágios, VI – Variáveis Instrumentais, SE – Sistemas de Equações, ML – Maximum Likelihood, GLS – Mínimos Quadrados Generalizados, GMM – Método dos Momentos Generalizado, n.a – não aplicado ou não calculado.

Tabela 2.3 – Sumário das principais experiências empíricas na literatura de modelagem da demanda residencial de água (continuação).

Experiência	Amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço (valor absoluto)	Elasticidade renda	Comentário
Moncur (1987) Honolulu, Hawaii.	Painel 1975-1981.	Consumo de água bimestral por domicílio	Consumo defasado, preço marginal, renda por membro do domicílio, tamanho do domicílio, chuva e restrições no uso de água.	MQO	Curto prazo 0,03-0,52; Longo prazo 0,10-0,68	0,04-0,08	Um programa de conservação pode amortecer a elasticidade-preço. Durante o período seco, a elasticidade-preço diminui em magnitude.
Agthe e Billings (1987) Tucson, Arizona.	Painel 1974-1980.	Consumo de água residencial mensal	Preço marginal, preço diferença, taxa de evaporação da grama Bermuda menos chuva, renda domiciliar presença de piscina, tipo de vegetação do quintal, número de pessoas na residência.	MQ2E e IV	Baixa renda 0,56; Média 0,49; Abaixo da media 0,46; Alta renda 0,40	n.a	Aumento substancial no uso da água com o aumento da renda familiar.
Nieswiadomy e Molina (1989) Denton, Texas.	Painel, 1976-1985.	Consumo mensal do domicílio	Consumo de água defasado de um período, renda mensal (com base no valor da residência), preço no bloco marginal, proporção entre o preço médio mensal defasado e o preço marginal corrente, área irrigada, condições climáticas; evapotranspiração da grama Bermuda menos precipitação.	MQO, VI e MQ2E.	0,36-0,55	0,14-0,15	Efeitos significativos da precificação sob blocos crescentes e decrescentes. Os consumidores reagem ao preço médio sob blocos decrescentes e ao preço marginal sob blocos crescentes.
Stevens, Miller e Willis (1992) Massachusetts.	Cross-sectional 1988	Consumo médio de água por domicílio	Preço médio de água mais esgoto, renda média anual per capita, densidade populacional, precipitação média anual, temperatura média anual, frequência de faturamento, variável dummy para localização de comunidade, <i>dummies</i> para o regime de precificação.	MQO, MQ2E.	Taxa fixa: 0,41; Bloco crescente: 0,54; bloco decrescente: 0,69	taxa fixa: 0,14; Bloco crescente: 0,17; bloco decrescente: 0,28	Os valores de elasticidades não são estatisticamente distintos entre as diferentes estruturas de precificação.

Notas: MQO – Mínimos Quadrados Ordinários, MQ2E – Mínimos Quadrados de Dois Estágios, MQ3E – Mínimos Quadrados de Três Estágios, VI – Variáveis Instrumentais, SE – Sistemas de Equações, ML – Maximum Likelihood, GLS – Mínimos Quadrados Generalizados, GMM – Generalised Method of Moments, n.a – nao aplicado ou não calculado.

Tabela 2.3 – Sumário das principais experiências empíricas de modelagem da demanda residencial de água (continuação)

Experiência	Amostra/ dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço (v.a.)	Elasticidade renda	Comentário
Nieswiadomy e Cobb (1993)	Cross-secional, 1984.	Consumo mensal de água por domicílio	Preço marginal, preço médio, nível de educação, número de pessoas por domicílio, porcentagem de casas construída antes 1939, porcentagem de residências ocupadas pelo proprietário, temperatura média entre a última primavera fria e o primeiro outono frio.	MQO e Logit	Bloco crescente: 0,17- 0,64; Bloco decrescente: 0,28-0,46	Bloco crescente: 0,57-0,63; Bloco decrescente: 0,22-0,45	Domicílios reagem ao preço médio em ambas as estruturas (blocos crescentes e decrescentes). Medidas de conservação são orientadas sob estrutura em blocos crescentes.
Estados Unidos							
Hewitt e Hanemann (1995)	Painel 1981-1985.	Consumo mensal de água do domicílio.	Tamanho do gramado, clima, número de banheiros, tamanho da residência, preço, renda (modificada para Diferença de Nordin), número de dias de faturamento.	MQO, VI, MQ2E	1,57-1,63	0,15-0,16	O confronto entre as estimativas por MQO, VI, MQ2E usando componente de verão, apontam que valores elevados devem-se somente aos dados de verão.
Denton, Texas							
Andrade, Brandão, Lobão e Silva (1995)	Cross-secional, 5417 residências	Quantidade de água consumida por residência (por conta do usuário)	Preço marginal, diferença intramarginal, renda familiar e número de pessoas residentes.	McFadden ⁸	0,60-0,16	0,019	Valor da elasticidade-renda insatisfatório; os níveis de renda devem ter efeito positivo e significativo sobre a quantidade demandada. A elasticidade-preço diferencia-se fortemente à medida que os consumidores diferenciam-se por classes de renda.
Brasil, Paraná.							
Barkatullah (1996)	Painel 1990-1994.	Consumo doméstico trimestral de água.	Diferença de Nordin, preço marginal, temperatura, precipitação, renda, valor da propriedade, <i>dummy</i> para capturar efeito de “pico” e “fora de pico”, características da residência.	MQO, 2SLS e ML	0,21	0,07	Estimativas tendenciosas e ineficientes por MQO. Os consumidores respondem ao preço marginal quando confrontados com tarifas multipartes.
Sydney, New South Wales.							

⁸ O método supracitado consiste nos seguintes procedimentos: a) estimação da função de demanda na sua forma estrutural; b) estimação de uma variável proxy para o preço utilizando os valores estimados das quantidades consumidas de água e; c) reestimação da função de demanda, usando agora a variável preço estimada em b no lugar da verdadeira variável preço. Ver Hausman, Kinnucan e McFadden (1979).

Tabela 2.3 – Sumário das principais experiências empíricas de modelagem da demanda residencial de água (continuação).

Experiência	Amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço	Elasticidade de renda	Comentário
Renwick e Archibald (1998) California.	Painel 1986-1990.	Consumo global de água	Preço marginal, diferença de Nordin, <i>dummies</i> para políticas racionalização e conservação, renda familiar mensal, composição e característica do domicílio, número de torneiras, inflação, precipitação mensal acumulada.	MQ2E e MQO	Global 0.33; Baixa renda 0.53; Renda média 0.21; Alta renda 0.11	0,36	Com o aumento dos preços da água, as expectativas são de redução da demanda no curto prazo e estímulo a demanda de água de tecnologias mais eficientes, para aumentar os benefícios associados, no médio e longo prazo.
Mattos (1998) Brasil, Piracicaba, Estado São Paulo	Séries temporais Janeiro de 1993 a outubro de 1995	Consumo total residencial por mês	Preço marginal, diferença de preço de Nordin, residentes por ligação, renda por ligação, temperatura, precipitação.	VI1 ⁹ , VI2 ¹⁰ MQO	VI1 0,21 VI2 0,25 MQO 0,19	n.d	O teste de Hausman confirmou superioridade do método VI sobre o MQO. O ajuste VI1 foi melhor comparado ao ajuste por VI2.
Hoglund (1999) Suécia	Painel 1980-1992.	Consumo médio do domicílio por pessoa por dia.	Preço marginal da água, preço fixo para uma residência típica, preço médio, renda familiar bruta, tamanho médio da residência, variáveis dummy regionais.	MQO, GLS e MQ2E	Marginal 0,08-0,12; médio 0,20-0,26; fixo 0,01-0,02.	0,07-0,13	Grande variação regional no consumo das famílias, com significativas economias de escala no consumo doméstico de água.
Rietveld, Rouwendal e Zwart(2000) Salatiga, Indonésia.	Cross sectional 1994.	Consumo mensal de água.	Preço marginal, "renda virtual" para considerar o menor preço infra-marginal pago pela primeira alocação de água, tamanho do domicílio, disponibilidade de água não canalizada.	MQO	1.28-1.16	n.a	Demanda depende do tamanho da residência e da presença de provimento alternativo.

⁹ O método VI1 é apresentado por Deller, Chicoine e Ramammurthy (1986).

¹⁰ O método VI2 é uma aproximação ao desenvolvido por Mcfadden, Puig e Kirschner (1977).

Tabela 2.3 – Sumário das principais experiências empíricas de modelagem da demanda residencial de água (continuação).

Referência	amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço	Elasticidade renda	Comentário
Higgs e Worthington (2001) Austrália	Painel, 1996.	Consumo doméstico de água trimestral.	Renda familiar, valor da propriedade, preço marginal sob o sistema usuário-pagador, dummy sazonais, número pessoas do domicílio, outras características de casa, características do solo.	VI e Logit	n.a	n.a	Devido às incertezas com o futuro da demanda doméstica de água, a opção de permanecer em sistemas usuário não-pagador é válida, devendo ser incorporada em modelo adequados de tomada de decisão.
Martinez-Espineira (2002) Espanha	Painel, 1993-1999.	Consumo médio mensal..	Temperatura média, densidade populacional, tamanho da família, componente fixa da conta de água e esgoto, frequência de faturamento, índice de renda, preço marginal, população acima de 64 anos e abaixo de 19 anos, precipitação, percentual de residências como habitação principal, índice de turismo, diferença de Nordin.	VI	0,12- 0,17	n.a	Elasticidade-preço maior no verão; variáveis climáticas são significativas, mas de baixa magnitude.
Martinez-Espineira (2003) Espanha	Painel, 1995-1999.	Proporção de consumidores por bloco; consumo de água médio mensal por fatura	Índice de renda per capita, percentual da população com idade inferior a 19 anos e da população com mais de 64 anos, temperatura média mensal, diferença, preço marginal.	VI, Logit, MQO e GLS	0,37-0,67	n.a	Distribuição dos consumidores diminui nos blocos de consumo mais elevados
Martinez-Espinera Nauges (2004) Sevilha, Espanha 1991-1999.	e Séries temporais	Consumo médio mensal de água	Preço marginal ajustado para regime tarifário multi-partes, renda virtual (diferença entre salários e diferença de nordin, chuvas, população, número de horas diárias de restrições de uso, proibições de uso externo	OLS e GLS	0.07–0.13	0.07–0.13	Alcançado o limite de insensibilidade a preço, campanhas de informação ou difusão de equipamento eficientes é mais eficaz na redução do consumo do que o aumento do preço.

Tabela 2. 3 - Sumário das principais experiências empíricas na literatura de modelagem da demanda residencial de água (continuação).

Experiência	Amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica(s) de estimação	Elasticidade preço (v.a.)	Elasticidade renda	Comentário
Garcia e Reynaud (2004)	Painel, 1995-1998.	Consumo anual de água dos serviços público de abastecimento	Preço marginal, renda média tributável por residencia, proporção de dependentes por agregado familiar, proporção de moradias equipadas com banheira e toalete, proporção de usuários industrial, chuvas de verão, proporção de casas construídos depois de 1982.	GMM	0,25	0,03	Utilização de método econométrico consistente e eficiente para estimativa de um sistema oferta-demanda com equações simultâneas.
Bordeaux, França.							
Nauges e Thomas (2003)	Painel; 1988-1993.	Consumo médio anual de água	Demanda defasada, preço (no início do contrato com regra de atualização anual) e renda.	GMM	Curto prazo 0,26; longo prazo 0,40.	0,51	As autoridades locais devem tomar por base elasticidades de longo prazo, a fim de avaliar o impacto da mudança tarifária no bem-estar do consumidor.
France.							
García-Valiñas (2005)	Painel, 1991-2000.	Consumo de água trimestral por domicílio	Preço médio defasado de um período, proxy de renda, tamanho do domicílio.	GMM	0,55 3º trimestre 0,46 resto do ano	0,58	Tarifas com base nas demandas sazonais tendem a melhorar o bem-estar para todos os grupos de usuários; economias de escala no uso da água.
Sevilha, Espanha.							
Gaudin (2006)	Cross-Section; 1995.	Consumo residencial per capita	Preço médio, renda per capita, número médio de membros do agregado familiar, densidade populacional, anual precipitação, dias de temperatura elevada.	MQO, MQ2E	0,37	0,30	Informações de preços a partir das contas tem influência significativa na elasticidade.
United States,							

Notas: MQO – Mínimos Quadrados Ordinários, MQ2E – Mínimos Quadrados de Dois Estágios, MQ3E – Mínimos Quadrados de Três Estágios, VI – Variáveis Instrumentais, SE – Sistemas de Equações, ML – Maximum Likelihood, GLS – Mínimos Quadrados Generalizados, GMM – Generalised Method of Moments, n.a – nao aplicado ou não calculado.

Tabela 2. 3 - Sumário das principais experiências empíricas na literatura de modelagem da demanda residencial de água (continuação).

Experiência	Amostra/dados	Variável dependente	Variáveis explicativas	Técnica estimação	Elasticidade preço (v.a.)	Elasticidade renda	Comentário
Hoffman, Worthington and Higgs (2006) Brisbane, Queensland.	Painel, 1998-2003.	consumo de água por trimestre do ano	Preço marginal de água renda familiar e tamanho da família, número de dias chuvosos e quentes no trimestre e dummy de verão.	MQO	Curto prazo 0,51; Longo prazo 1,16	0,23	Elasticidades preço e renda são maiores para demanda dos domicílios ocupados por famílias proprietárias do que os de famílias locatárias. Os dias de verão e de chuvas exercem forte influência sobre consumo de água.
Martinez-Espinera (2007) Sevilha, Espanha.	Séries temporais, 1991-1999.	Consumo médio mensal de água por domicílio	Preço marginal da água (ajustado para estrutura tarifária multi-parte), proxy de renda, precipitação, temperatura média diária máxima número de horas diárias de restrições, proibições de uso fora da residência, campanhas informativas.	Causalidade de Granjer, técnicas de co-integração ¹¹	Curto-prazo 0,08-0,11; Longo-prazo 0,40-0,51.	n.a	Técnicas de Engle-Granger e ECMs de Wickens-Breusch fornecem resultados similares
Pizzaia e Camara (2007) Brasil, Curitiba, Paraná	Cross-sectional 2000 304 observações	Quantidade de água demandada no município	Preço marginal, diferença intramarginal, renda familiar, número de pessoas e número de cômodos da residência	MQO, McFadden, MQ2E	McFadden 0,83	n.a	O aumento de preço tende a incidir sobre a categoria de renda mais elevada, levando a redução no seu consumo
Martins e Fortunato (2007) Portugal.	Painel, 1998-2003;	Consumo médio mensal por conta residencial	Preço marginal, renda (proxy) tamanho da família, quota de população acima de 64 anos, temperatura mensal máxima, precipitação	GLS	0,56	n.a	Maior participação das pessoas com mais 65 anos leva a um menor consumo, a temperatura é estatisticamente significativa; precipitação não é significativa
Schleich e Hillenbrand (2009) Alemanha.	Cross-sectional, 2002-2004	Consumo médio de água em litros por pessoa por dia	Preço de água e esgoto, renda per capita, número de residentes, idade, percentual de famílias com poços, parcela de moradias com única família, frequência de chuvas acima de 1mm no verão, temperatura.	MQO e VI	MQO 0,230 e 0,252 VI -0,61 e 0,68	MQO 0,355 VI 0,457	Com o tamanho da família/participação dos poços tende a diminuir a demanda de água per capita. O consumo é influenciado pela idade e padrões de precipitação. A temperatura parece não ter impacto sobre ele.

¹¹Para maiores detalhes ver ENGLE e GRANGER (1987) e JOHANSEN (1988).

3 - METODOLOGIA

Dentro dos limites e do escopo do trabalho, e à luz de experiências internacionais, procurou-se elaborar um procedimento de valoração econômica coerente com o contexto analisado e com os objetivos propostos. Para tanto, utilizou-se uma abordagem conceitual baseada no método da variação na produtividade. Esse método permite quantificar uma variação no bem-estar econômico provocada por uma variação não-marginal na quantidade de um *input* do processo produtivo, a partir de seu impacto sobre a produção de um bem final. Mais especificamente, o insumo em questão é um recurso natural ou, ainda, um serviço proveniente do sistema ambiental.

O sistema ambiental fornece serviços aos indivíduos, mas pode afetar os níveis do bem comercializado, assim como os custos do setor produtivo de uma economia. Em particular, no setor de abastecimento público, os custos de produção de água potável podem ser afetados pelos efeitos negativos da perda da cobertura florestal natural. Os efeitos negativos dessas mudanças serão transmitidos aos indivíduos (produtor e consumidor), por meio de variações nos custos de produção e no preço da água potável (*output*).

As melhorias na base de recursos ou na qualidade ambiental promovem uma redução nos custos e nos preços, além do aumento nas quantidades do bem comercializado. Em outras palavras, os impactos dos benefícios da conservação ou da restauração do serviço ambiental afetam os níveis de bem-estar social, passando a constituir *externalidades positivas*, que são capturadas por meio do aumento nos excedentes do consumidor e do produtor. De maneira similar, os prejuízos da redução do serviço da floresta para a manutenção da qualidade hídrica, quando não compensados pelo agente que os causou, são transmitidos ao sistema econômico, afetando os níveis de bem-estar. Assim, os danos causados aos agentes econômicos constituem *externalidades negativas*, que são capturadas por meio da diminuição dos seus excedentes.

Nesse contexto, foram derivadas medidas de bem-estar resultantes de variações num parâmetro ambiental, S_e , representativo do serviço ecossistêmico da floresta para a oferta de água filtrada naturalmente. A variável ambiental é utilizada como um *input* da produção de água potável nos sistemas produtores da área de estudo. Neste estudo, o serviço ecossistêmico em questão é a contribuição da bacia hidrográfica da captação para a manutenção e

provisão de qualidade hídrica aos sistemas produtores. A variação do nível de bem-estar econômico dos consumidores pode ser interpretada como uma medida do valor desse serviço ambiental.

As alterações nos níveis de bem-estar social foram determinadas com base numa abordagem conceitual formulada por Freeman III e Harrington (1990). Os referidos autores derivam uma medida do nível de bem-estar, decorrente de uma variação no fator de produção (S); insumo ambiental que entra diretamente na produção de um único produto. Trata-se de uma medida extraída da função agregada de custo da firma, definida como a área delimitada pela curva de demanda e pelas curvas do custo antes e depois de uma mudança da qualidade ambiental. Neste estudo, o procedimento de valoração econômica do serviço de proteção da qualidade hídrica, na bacia hidrográfica de captação para abastecimento público, pode ser dividido em seis etapas, descritas a seguir.

3.1 – Abordagem teórica

Como mencionado anteriormente, o procedimento de valoração formulado está fundamentado no método de variação da produtividade marginal. Derivou-se, assim, uma medida alternativa de variação no bem-estar, resultante de uma variação não-marginal do *input* ambiental. Inicialmente, a abordagem foi desenvolvida por LYNNE et al. (1981) para a valoração do serviço de proteção de *wetlands* para produção de pescados. ELLIS e FISHER (1987) utilizaram a abordagem proposta por LYNNE et al. (1981) para valorar os impactos econômicos de variações na área de *wetlands* sobre a pesca comercial.

Tomando-se o excedente econômico total como uma medida de valor econômico, Ellis e Fisher (1987) assumem a hipótese de que um incremento na área da *wetland* promove aumento na disponibilidade de espécies para pesca e redução nos custos marginais de produção. Desse modo, o valor do serviço ecossistêmico da *wetland* para manutenção da pesca, equivalente ao valor proporcionado pelo incremento em sua área, pode ser determinado a partir das variações no excedente econômico.

No caso estudado, a variável ambiental representativa do serviço de qualidade hídrica é o insumo da produção de água. Assume-se, então, que mudanças nessa variável causam deslocamentos na oferta do bem comercializado (água potável), em razão das variações nos

custos marginais do insumo ambiental. Em geral, os serviços públicos de provimento de água potável comportam grandes instalações, auferindo retornos de escala crescentes e, portanto, caracterizam um monopólio (Hosting e Preez, 2004). Contudo, os serviços de abastecimento enfrentam grandes custos fixos e custos marginais muito baixos. Tal característica provavelmente configura custos marginais inferiores aos custos médios, caracterizando uma restrição à obtenção da curva de oferta a partir da curva de custo marginal.

Freeman III e Harrington (1990) sugerem uma especificação visando capturar a contribuição da produção e do consumo do bem comercializado no bem-estar social. A implementação da medida de bem-estar, pode ser efetuada diretamente a partir da função de demanda e da função de custo. A função de demanda para Q , $P=P(Q)$, é compensada de forma que as variações no bem-estar do consumidor podem ser medidas por áreas apropriadas. Então, a variação de bem-estar (ΔW) associada com a produção Q pode ser calculada diretamente da curva da função de demanda e da função de custo, conforme a Equação 3.1, se os níveis de produção final e inicial Q^0 e Q^1 são conhecidos:

$$\Delta W = \int_0^{Q^1} P(Q) \times dQ - C(Q^0, S^0) - \int_0^{Q^1} P(Q) \times dQ - C(Q^1, S^1) \quad (3.1)$$

A mudança no bem-estar está representada na Figura 3.1a, como a área entre as curvas dos custos antes e depois da mudança da qualidade ambiental. $P_Q(Q)$ é a curva de demanda inversa e $CM_Q(S^0)$ e $CM_Q(S^1)$ indicam as curvas de custo marginal para a firma como uma função de Q e S .

Graficamente, a equação 3.2 é equivalente a:

$$\Delta W = (d + e) - (c + e) + (b + c) = b + d \quad (3.2)$$

A distribuição dos ganhos entre consumidores e produtores pode ser representada, graficamente, pela Figura 3.1b. Desse modo, os consumidores ganham as áreas $w + v$, enquanto os produtores perdem a área w , porém, ganham a área u . O benefício líquido total corresponde à área $u+v$. As referidas medidas podem ser determinadas por meio de integração apropriada. Visando simplificar os procedimentos e cálculos e evitar o conflito de interes-

ses, a determinação do valor econômico é realizada com base na perspectiva do consumidor de água.

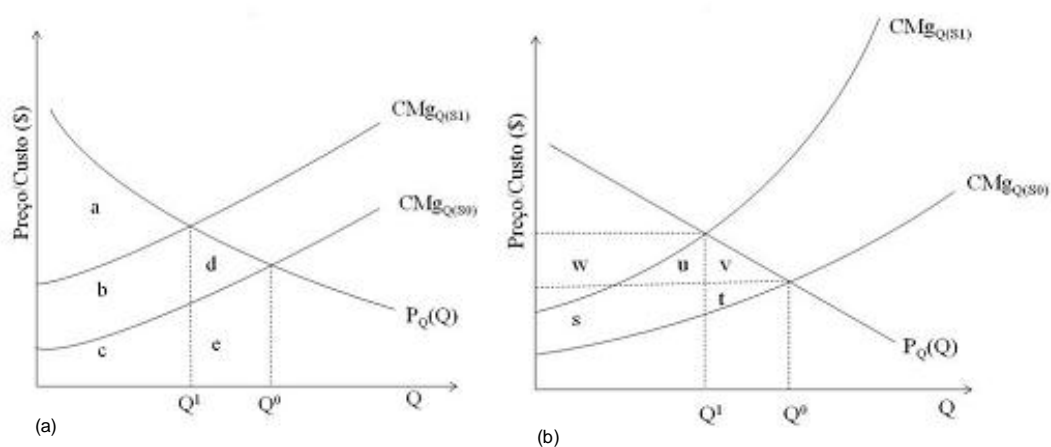


Figura 3.1 – (a) Medida de bem-estar para firma de único produto; (b) medida de bem-estar entre produtores e consumidores (FREEMAN III e HARRINGTON, 1990).

A pertinência da abordagem teórica apresentada anteriormente é avaliada para o caso estudado. Para tanto, procurou-se elaborar um procedimento de valoração econômica que permita mensurar o impacto da variação na qualidade ambiental sobre o bem-estar econômico dos consumidores de água do sistema de abastecimento. Na implementação dos instrumentos de análise, assume-se que a variação nos excedentes do consumidor e do produtor fornece uma medida do valor econômico do serviço de proteção da qualidade hídrica. Para a validação das formulações elaboradas, testou-se a hipótese de que a redução do serviço de provisão de qualidade hídrica, decorrente de alterações na cobertura florestal da bacia de captação, gera um custo social aos consumidores de água.

A seguir, descreve-se a metodologia formulada para a estimativa dos impactos da degradação da qualidade hídrica sobre o bem-estar do consumidor. O propósito é descrever de forma genérica os mecanismos adotados, visando dar suporte a outros trabalhos similares. Assim, detalhes inerentes aos modelos de demanda em categorias distintas de consumidores, de custo de tratamentos dos sistemas produtores e de oferta de água, serão analisados no capítulo correspondente à sua estimativa e análise (capítulos 4, 5 e 6).

3.2 - Formação de um banco dados e informações sobre a área de estudo

A área de estudo é o Distrito Federal (DF), localizado entre os paralelos 15°30' e 16°03' de latitude Sul e os meridianos 47°25' e 48°12' de longitude WGr, na região Centro-Oeste, abrangendo uma área de 5.787,784 Km² e população total estimada em 2.570.160 habitantes, em 2010 (IBGE, 2010). É uma região caracterizada por elevada densidade demográfica, equivalente a 444 hab./Km². A população do Distrito Federal é predominantemente urbana; padrão de ocupação que permanece estável desde sua inauguração. Entretanto, o avanço de condomínios em áreas rurais de conotação urbana deverá restringir ainda mais a população rural (CODEPLAN, 2010).

A Companhia de Saneamento de Brasília – CAESB é a empresa responsável pelos serviços de abastecimento de água no Distrito Federal. Segundo informações de 2010, a CAESB atendia naquele ano 2.3 milhões de pessoas, o que corresponde a cerca de, 96% da população urbana. Isso representa um total de cerca de, 446 mil ligações prediais que totalizam 777 mil economias ativas (unidades de consumo). O abastecimento de água no Distrito Federal é realizado por meio da captação tanto de águas superficiais (majoritária) quanto de águas subterrâneas, sendo que apenas as cidades de São Sebastião e Sobradinho recebem água dessa última origem (CODEPLAN, 2010).

A estrutura de produção de água da CAESB é composta por cinco grandes sistemas produtores de água. São eles: Torto/Santa Maria, Descoberto, Brazlândia, Sobradinho/Planaltina e São Sebastião. Os sistemas produtores são compostos por um total de 594 unidades operacionais, que são responsáveis pela captação de água bruta de mananciais superficiais ou subterrâneos (por bombeamentos nos casos necessários), pelo tratamento da água (para alcançar os parâmetros de potabilidade estipulados pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde), assim como pelo armazenamento da água para a distribuição. Esses sistemas conjuntamente produzem em média 18.902.750 m³ de água por mês. São dois tipos de sistemas produtores de água, o convencional com captação superficial e tratamento em ETAs e UTSs e o sistema de produção por poços profundos que utiliza águas subterrâneas.

A maioria das bacias hidrográficas de captação é protegida por unidades de conservação, com destaque para o Parque Nacional de Brasília, a Estação Ecológica de Águas Emendadas, a Área de Proteção Ambiental do Descoberto, a Estação Ecológica do Jardim Botâni-

co, entre outras. Com a aprovação do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT, as pequenas captações passaram a contar com mais um instrumento legal de proteção, com a instituição das Áreas de Proteção de Mananciais. A CAESB tem atribuição, por meio do Decreto-Lei nº 524/69, de fiscalização, proteção e conservação das bacias de captação, bem como de participação no processo disciplinar de uso e ocupação da terra, à montante das captações (SIAGUA, 2008).

Os dados do sistema de abastecimento público da área de estudo, utilizados para a validação da abordagem de valoração, foram levantados na Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB. No caso da demanda, considerou-se apenas a dimensão temporal, isto é, dados de séries temporais mensais referentes à comercialização da água nas categorias residencial, comercial, pública e industrial: a) receita mensal total arrecadada com a comercialização da água; b) volume mensal de água consumido.

No setor residencial, os dados de consumo do sistema de abastecimento estão desagregados em duas categorias: a *residencial normal* e a *residência popular*. Tal classificação é utilizada pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, para a aplicação das tarifas mensais utilizadas para cobrança dos serviços água e esgoto. As unidades de consumo residenciais são enquadradas nas referidas categorias, tendo em vista o disposto no Artigo 7º, do Decreto nº 20.658, de 30 de setembro de 1999¹², que estabelece uma pontuação e classificação conforme as características físicas das residências.

Tendo em vista a disponibilidade de dados, tomaram-se uma série temporal referente ao período de janeiro de 2001 a dezembro de 2008. Primeiramente, analisou-se a evolução e o perfil do consumo de água, apontando a participação dos setores dos setores de atividade no consumo urbano. Dispondo-se de dados mensais de consumo e da população atendida pelo serviço de abastecimento, analisou-se a evolução dos índices de consumo específico e do índice de consumo *per capita*. Tais indicadores sinalizam o desempenho na atuação de políticas de conservação e racionalização da água, o que caracteriza um aspecto fundamental na análise da demanda de água.

¹² Decreto Nº 20.658, 30 de setembro de 1999, que regulamenta a Lei Nº 442, de 10 de maio de 1993, que dispõe sobre a classificação de tarifas dos serviços de água e esgotos do distrito federal e dá outras providências. Disponível em: http://www.caesb.df.gov.br/_conteudo/Legislacao/Decretos/Decreto20658.asp.

Em virtude das especificidades da demanda nos setores industrial e comercial, essas categorias de consumo foram excluídas deste estudo. O mesmo serve para a categoria de governo ou pública, que raramente é submetida à análise econômica da demanda. Como o uso de água pelas entidades de governo é bastante diversificado, a água vendida nem sempre é precificada pela taxa volumétrica (YOUNG, 2006). Assim, a categoria de interesse é apenas a residencial, já que ela é responsável pela maior parcela do consumo de água no contexto urbano.

Convenientemente, os dados de consumo e de receita total foram considerados de forma desagregada por faixas de consumo, nas duas categorias usuárias de água da área de abrangência do estudo. Como os consumidores de água estão sujeitos a um regime tarifário em blocos crescentes, os dados desagregados em faixas de consumo, permitem determinar o preço percebido pelos consumidores, bem como o preço médio efetivamente cobrado mensalmente pela água comercializada.

Particularmente, o regime tarifário compreende oito blocos de consumo, onde a tarifa é aplicada pela firma de maneira diferenciada por bloco. Neles os consumidores estão distribuídos, determinando-se as quantidades consumidas. Estas por sua vez determinam as receitas totais, utilizando a tabela tarifária, segundo faixas de consumo mensal: de 11 a 15m³; de 16 a 25m³; de 26 a 35 m³; de 36 a 50 m³; de 51 a 70 m³; de 71 a 100 m³; acima de 100 m³. No período estudado, os valores de receita total foram corrigidos com base no mês de dezembro de 2008, por meio de valores mensais do Índice de Preços ao Consumidor (IGP –M), calculados segundo critérios da Fundação Getúlio Vargas – FGV.

Foram realizados, também, levantamentos em outras fontes, para a obtenção das variáveis representativas das condições climáticas e da renda dos consumidores de água, no contexto estudado. Os dados das condições climáticas referentes à temperatura média mensal e precipitação diária, foram obtidos no CPAC-EMBRAPA e no INMET. Os dados de índice de emprego utilizado como *proxy* de renda do consumidor foram obtidos da Pesquisa de Emprego e Desemprego no Distrito Federal – PED-DF, elaborada pelo DIEESE em convênio com o SEADE-SP, MTE-FAT e SETRAB-GDF.

Para a obtenção de uma base de dados dos sistemas produtores, selecionaram-se seis bacias hidrográficas das captações da Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB,

as quais integram três grandes sistemas integrados produtores de água da região de estudo. No intuito de eliminar possíveis estimativas tendenciosas, excluíram-se da análise os sistemas produtores que integram reservatórios, visto que eles desempenham a função de manutenção da qualidade e da disponibilidade hídricas.

Para analisar os efeitos do serviço ambiental de preservação da qualidade hídrica sobre os custos de tratamento de água potável, escolheram-se, convenientemente, bacias de captação dos sistemas produtores que integram a área de estudo. Tendo em vista a complexidade para isolar a influência da contribuição individual de cada bacia nos custos de tratamento, selecionaram-se os sistemas produtores com base nos seguintes critérios:

- a) Único sistema produtor, cuja captação do manancial está associada a uma unidade operacional de tratamento de água (ETA ou UTS);
- b) Dois ou mais sistemas produtores com características de ocupação similares, com mananciais associados a uma unidade operacional de tratamento de água (ETA ou UTS);
- c) Um ou mais sistemas produtores cuja captação do manancial está associada a duas unidades de tratamento (ETA e/ou UTS) com pequenas nuances nas quantidades de insumo utilizadas no processo de purificação da água.

Para determinar a variação no nível de bem-estar econômico dos consumidores, é necessário estabelecer uma ligação entre as mudanças na qualidade do insumo ambiental (água bruta) na bacia de captação e os custos na planta de tratamento. Para isso, dispõem-se dados de vazões observadas monitoradas nos pontos de captação das bacias estudadas, no período de janeiro de 2000 a dezembro de 2010. A medida da vazão observada (m^3/s), obtida na PHI/PHIH/CAESB, pode ser expressa como uma medida da contribuição da área de drenagem (km^2) para a captação do sistema produtor. Assim, a área de drenagem foi considerada para a obtenção da contribuição específica ($m^3/s \cdot km^2$).

Tomaram-se, ainda, séries temporais de dados mensais de turbidez (medida de qualidade da água) fornecidos pela CAESB. São valores correspondentes às observações bimestrais desse parâmetro nos pontos de captação das bacias hidrográficas, no período de janeiro de 2000 a dezembro de 2010. Assim, avaliou-se o comportamento da turbidez, em relação às variações da vazão de contribuição para a captação, considerando o período seco (abril a setembro) e o período chuvoso (outubro a março). No Distrito Federal, o período seco e o

chuvoso estão definidos no Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal – PGIRH (ADASA, 2011).

Por outro lado, os gastos com tratamento de água correspondem aos dados de séries temporais mensais de custos de mão de obra nas unidades operacionais, químicos e energia elétrica, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010. Os dados de produção nos sistemas selecionados referem-se aos dados de séries temporais mensais das quantidades produzidas, igualmente no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010. Nesse período, os valores dos custos variáveis de tratamento foram corrigidos com base no mês de dezembro de 2010, utilizando valores mensais do Índice de Preços ao Consumidor (IGP –M), calculados pela Fundação Getúlio Vargas – FGV.

Uma vez identificado o comportamento dos elementos investigados, o procedimento seguinte foi identificar seus possíveis condicionantes, recorrendo-se ao maior número disponível de referências bibliográficas e levando-se em conta a natureza e a disponibilidade de dados. Em virtude da grande quantidade de observações sobre as variáveis necessárias para as estimações dos parâmetros dos modelos formulados, estas foram convenientemente sistematizadas em planilhas eletrônicas personalizadas. Dessa maneira, procurou-se facilitar o manuseio das observações, cálculos e transferência das variáveis para o software SPSS.

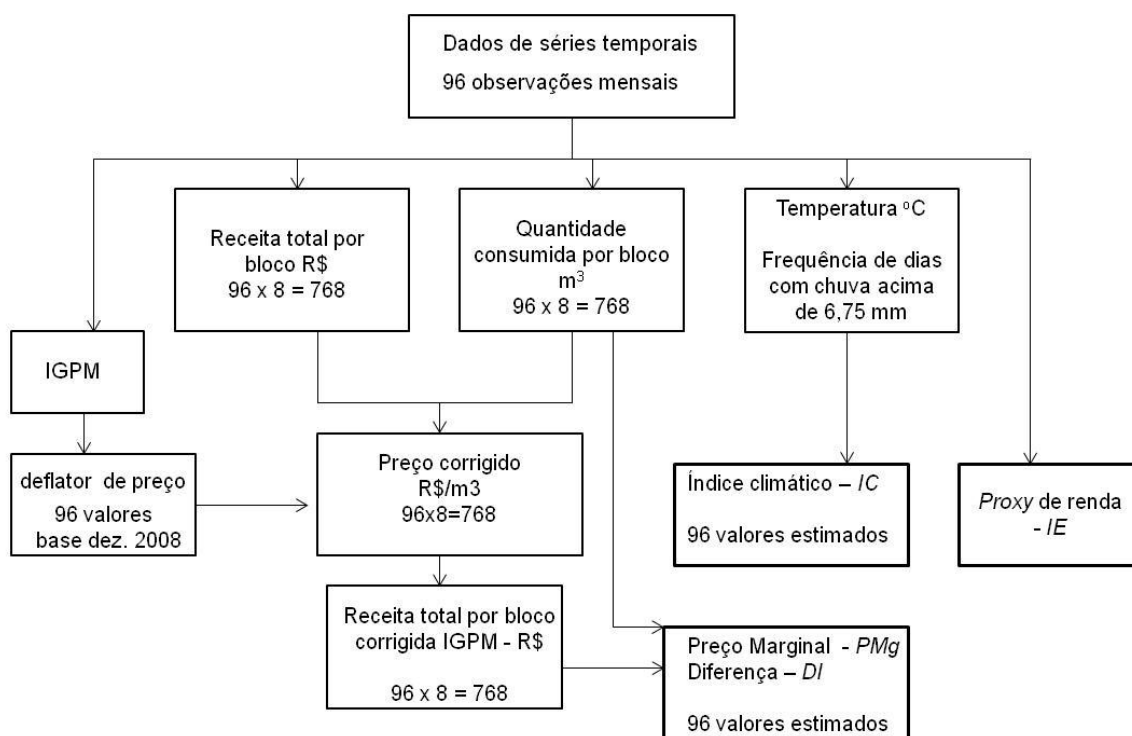
3.2 - Especificação dos determinantes da demanda de água

Segundo Wooldridge (2006), a ordenação cronológica das observações numa série de tempo transmite a interdependência ao longo do tempo. Muitas vezes, as observações guardam relações com seus históricos recentes, exibindo tendências ao longo do tempo. Como eventos passados podem influenciar eventos futuros, o tempo é uma dimensão importante numa amostra de dados de séries temporais. Outra característica apontada por Wooldridge (2006) é a frequência em que os dados são coletados. Isso porque, muitas séries de tempo exibem padrão sazonal, o qual pode ser relevante na análise.

A partir de amostras de dados de séries temporais de volume de água consumido e da receita total (considerando o regime tarifário em oito blocos de consumo), do índice de preço ao consumidor, de renda da população urbana e das condições climáticas, determinaram-se

as variáveis explicativas do consumo de água. A abrangência das amostragens compreende o período 2001 a 2008, disponível numa base mensal. Assim, procurou-se evidenciar o padrão sazonal da série temporal, tendo em vista que o consumo de água pode ser influenciado, entre outros fatores, pelas condições climáticas.

O intervalo no qual os dados são coletados caracteriza uma amostra de $8 \times 12 = 96$ observações acerca dos aspectos do Sistema Distribuidor de Água da CAESB e daqueles relacionados com o clima e com as condições socioeconômicas dos consumidores. Na Figura 3.2, estão sistematizados os dados de séries temporais utilizados para a determinação das variáveis determinantes do consumo de água. Na sequência, descrevem-se as variáveis do modelo empírico da demanda e suas formas de obtenção.



3.2 – Fluxograma da amostragem dos dados de séries temporais e obtenção de variáveis.

3.2.1 – Preço

As primeiras variáveis independentes especificadas são o preço marginal e a diferença intramarginal. O preço marginal é o preço cobrado pela última unidade consumida de água, enquanto a diferença explica o efeito renda decorrente das tarifas fixas e intramarginais.

Neste estudo, a incorporação de ambas as variáveis está sustentada na literatura que defende a inclusão da denominada especificação de Nordin (preço marginal e a variável diferença) na modelagem da demanda.

Segundo NORDIN (1976), os consumidores reagem não somente ao preço marginal, mas também, às variações em seu excedente, decorrentes da mudança de faixa de consumo. A especificação de Nordin leva em conta toda a tabela de preços na decisão do consumidor, capturando o efeito renda, imposto pela estrutura tarifária. A diferença intramarginal é a diferença entre o que o consumidor efetivamente paga pela quantidade de água consumida e o que o consumidor pagaria se todas as unidades fossem vendidas ao preço marginal. Simbolicamente, a variável diferença pode ser expressa por meio da Equação 3.3:

$$D = p_1 q_1 + \sum_{i=2}^m p_i (q_i - q_{i-1}) p_m q_m \quad (3.3)$$

Onde,

q_i é o menor volume consumido no bloco i ;

p_i é o preço das unidades consumidas no i -ésimo bloco;

p_m é o preço marginal, que é o preço das unidades consumidas no m -ésimo bloco, isto é, no último bloco;

q_m é o volume consumido no m -ésimo bloco, isto é, no bloco do preço marginal;

p_1, q_1 , são o preço e o volume consumido no primeiro bloco, respectivamente.

O coeficiente da variável diferença deveria ter sinal negativo, representando um subsídio implícito ou uma taxa implícita, dados pela estrutura tarifária em blocos crescentes e decrescentes, respectivamente. Segundo a especificação de Nordin, em modelos lineares o efeito da variável diferença deveria ser simétrico, mas, igual em magnitude ao efeito da variável renda (MATTOS, 1995 ; ARBUES et al.,2003).

Na prática, essa expectativa teórica não tem sido empiricamente confirmada, levando a diferentes reações. A primeira delas é a falta de informação dos consumidores sobre a estrutura tarifária. Outra é o fato de que a diferença equivale a uma fração muito pequena da renda familiar (Nieswiadomy e Molina, 1989). Também se constata que, o efeito das mu-

danças intramarginais no preço não são estimadas corretamente, enviesando os resultados (SCHEFTER e DAVID, 1985).

Além disso, Schefter e David (1985) apontam o uso de dados agregados como uma das principais fontes de erros de especificação. Na tentativa de suplantar os possíveis vieses de estimativas, bem como a simultaneidade entre preço e quantidade consumida, recorreu-se a um procedimento desenvolvido por Taylor et al. (1981) e, posteriormente, testado por Billings (1982). Recentemente usado por Martínez-Espiñeira (2003) e Martínez-Espiñeira e Nauges (2004), esse tipo de solução resulta numa aproximação linear para a conta total de água. Tal procedimento utiliza as quantidades e as receitas observadas para derivar um preço marginal e uma diferença intramarginal constante para cada estrutura tarifária. Ou seja, o método propõe uma linearização artificial da estrutura tarifária para derivar variáveis instrumentais de preço marginal e de diferença intramarginal. Os valores de receita total são regredidos sobre os correspondentes valores de quantidades, obtendo-se:

$$RT = \alpha + \beta QT \quad (3.4)$$

Tomando-se a derivada de primeira ordem da função resultante, obtém-se:

$$\tilde{\beta} = \frac{\partial RT}{\partial Q} = Pmg \quad (3.5)$$

Na Equação 3.5, a inclinação da função de receita total corresponde ao preço marginal instrumental ($\tilde{\beta}$), isto é, o preço marginal estimado. O intercepto estimado para a função de receita total é a variável diferença, ou seja, $\alpha = D$. O procedimento de estimação resulta na representação de cada estrutura tarifária por PMg e D, constantes para todas as observações sob cada estrutura tarifária. Tais parâmetros estimados numa estrutura tarifária específica, são utilizados na função de demanda em lugar de seus valores reais. As Figuras 3.3a e 3.3b esquematizam, respectivamente, as funções de despesa total real do consumidor e do preço marginal real, numa estrutura tarifária hipotética em blocos crescentes, assim como as estimativas do preço marginal ($\tilde{\beta}$) e da diferença (α).

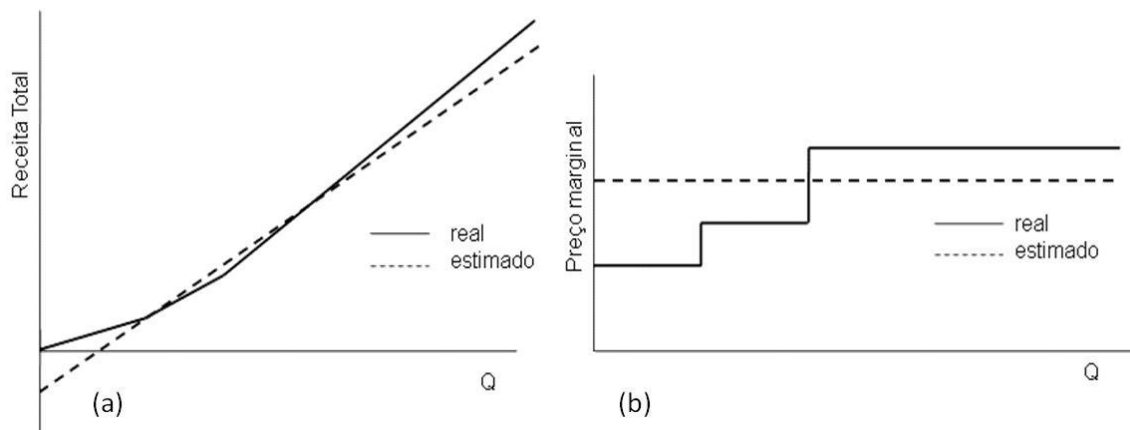


Figura 3.3 - Receita total, preço marginal real e suas estimativas lineares (BILLINGS, 1982).

Utilizando-se o procedimento de Billings (1982), regrediram-se dados agregados de receita total e da quantidade de água comercializada, nos oito blocos de consumo, no período de janeiro de 2001 a dezembro de 2008. Desse modo, estimaram-se nas categorias “residencial popular” e “residencial normal” o preço marginal e a variável diferença:

$$RT_{ij} = \alpha_i + \beta_i \times QT_{ij} + \mu_i \quad (3.6)$$

Onde,

RT_{ij} é a receita total nos blocos 1, ..., j (j=1, 2, 3, ..., 8) no *i*-ésimo mês (i=1, 2, 3, ... 96);

Q_{ij} é a quantidade consumida total de água potável nos blocos 1,..., j (j=1, 2, 3, ..., 8) no *i*-ésimo mês (i=1, 2, 3, ... 96);

μ_i é igual ao termo de erro estocástico no *i*-ésimo mês;

β_i é a inclinação da função de receita total no *i*-ésimo mês;

α_i é o intercepto da função de receita total no *i*-ésimo mês.

Apesar do amplo espectro de dados levantados, podem ocorrer limitações decorrentes de incertezas e imprecisões nas observações. Para reforçar esse aspecto, Billings (1982) argumenta que problemas de medições nas quantidades observadas podem acarretar erros nas estimativas do preço marginal e da diferença. Os dados agregados são menos sensíveis aos erros de medição, em comparação com as observações desagregadas (correspondentes a usuários individuais e faturamento periódico).

Embora o preço marginal e a diferença instrumental não variem com a quantidade de água consumida, o procedimento de Billings (1982) fornece resultados tendenciosos, quando ocorrem imprecisões nas medições das quantidades usadas nas estimativas dessas variáveis. Todavia, o problema pode ser resolvido se preço marginal e diferença forem estimados a partir de sua ponderação pela proporção de consumidores em cada bloco de consumo (OSHFELDT, 1983; ARBUES et al, 2003 ; DHARMARATNA e HARRIS, 2010).

Diante do exposto, uma maneira de contornar o problema de vieses nas estimativas decorrentes de erros nas medições é a utilização de técnicas alternativas de análise de regressão na estimação das variáveis instrumentais preço marginal e diferença. OSHFELDT (1983) sugere as técnicas alternativas de regressão para Mínimos Quadrados Ordinários (OLS).

No período de janeiro de 2001 a dezembro de 2008, estimaram-se para cada estrutura tarifária, os valores das variáveis instrumentais: preço marginal e da diferença instrumental. As regressões das receitas sobre as correspondentes quantidades foram efetuadas conforme a Equação 3.6, nas duas categorias usuárias de água (normal e popular). Para tanto, recorreu-se ao software de estatística SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences* – Pacote Estatístico para as Ciências Sociais) versão 15.0 para Windows.

3.2.2 - Clima

Estudos realizados por Balling e Gober (2007) entre 1980 a 2004, na cidade de Phoenix, nos Estados Unidos, verificaram que consumo residencial anual de água é afetado pelas variáveis climáticas. Em geral, o consumo anual de água aumenta com o tempo seco, altas temperaturas e baixa precipitação. Os autores citados sugerem que o consumo de água é controlado, na maior parte do tempo, pela baixa umidade do ar, temperaturas de outono e precipitação de verão. Embora evidentes os impactos das condições de temperatura, precipitação e/ou tempo seco sobre o consumo, Balling e Gober (2007) verificam que sua resposta é relativamente baixa às mudanças de clima em áreas onde maior parte do consumo residencial é para fins externos (isto é, para fins de irrigação ou rega devido ao fato de Phoenix ser uma cidade árida). Tal aspecto sugere que as condições climáticas e o consumo estão ligados por padrões comportamentais bastante complexos e pouco conhecidos, porém, relevantes na definição de políticas de uso mais eficiente de água em áreas urbanas.

Maidment e Miaou (1986) evidenciam que o uso residencial de água é bastante sensível às flutuações sazonais. A resposta da demanda em relação à chuva depende em primeiro lugar de sua ocorrência e, em segundo, de sua magnitude. Em relação à temperatura, há uma resposta não-linear da demanda de água face às suas variações. Ou seja, a demanda não é influenciada por temperaturas máximas diárias entre 4 °C e 21°C, porém, o uso da água aumenta quando a temperatura é superior a 21 °C.

O clima e outros fatores sazonais são especificados de diversas maneiras, as quais englobam temperatura (GRIFFIN e CHANG, 1990), temperatura, precipitação e pluviosidade (STEVENS et al., 1992), número de dias chuvosos (HOFFMAN et al., 2006) e, até mesmo taxa de evapotranspiração menos pluviosidade (BILLINGS e AGTHE, 1980, AGTHE et al. 1986, NIESWIADOMY e MOLINA, 1989 e HEWITT e HANEMANN, 1995). Quando há uma frequência de dados pelo menos semestral, existe possibilidade de incluir variáveis de sazonalidade e variáveis *dummies* (controlar o consumo no verão e inverno). Estudos revelam que a simples ocorrência de chuvas tem elevado impacto psicológico. Assim, a frequência de dias chuvosos ao invés da quantidade de chuva tem maior impacto na demanda de água (GRIFFIN e CHANG, 1991; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, 2002).

Espey et al (1997) e Dalhuisen et al. (2003) argumentam que a incorporação da precipitação, na modelagem da demanda, resulta em estimativas significativamente menos elásticas para a elasticidade-preço da demanda. A partir desse argumento infere-se a existência de um relacionamento positivo entre preço e precipitação, contrariando a percepção de que preço deve ser definido tendo em mente escassez.

Do exposto acima, tomou-se como referencial o índice climático formulado por Griffin e Chang (1991) como variável explicativa da demanda. O uso desse índice permite capturar a influência da sazonalidade no consumo de água, ou seja, avaliar qual período do ano (seco ou chuvoso) a demanda é mais sensível em relação a preço. A percepção dos efeitos da sazonalidade pode favorecer políticas de conservação da água, como sua precificação por época do ano.

No contexto estudado, procurou-se incluir o índice climático para capturar o efeito da sazonalidade na demanda, bem como dispensar a utilização de indicadores climáticos indivi-

duais (umidade relativa, precipitação e temperatura). A variável de clima mensal, IC, foi utilizada na intenção de capturar a sensibilidade da demanda de água no exterior das residências com chuva e temperatura. O IC reflete a resposta da demanda de água diante da ocorrência de chuvas ao invés da quantidade de chuva. Além disso, essa variável reflete a influência da interação multiplicativa entre a temperatura e a ausência de eventos de chuva na demanda de água. O índice de climático foi obtido a partir da frequência de dias do mês sem chuvas significativas, ou seja, com precipitação inferior a 6,75mm (GRIFFIN e CHANG, 1991), multiplicada pela média mensal das temperaturas diárias máximas e mínimas (°C), conforme apresentado na Equação 3.7:

$$IC_i = \left(\frac{T_{max_i} - T_{min_i}}{2} \right) \times (1 - F_i) \quad (3.7)$$

Onde

IC_i é o índice climático no mês i ;

F_i é a proporção de dias do mês i com chuvas acima de 6,75mm;

T_{max} é a média das temperaturas máximas diárias no mês i ;

T_{min} é a média das temperaturas mínimas diárias no mês i .

3.2.3 - Renda

A demanda de água deve aumentar proporcionalmente ao aumento da renda, como todo bem normal¹³. Geralmente, as estimativas da elasticidade-renda são inelásticas e de pequena magnitude, conforme apontado nos estudos de Chicoine et al. (1986), Moncur (1987), Thomas e Symer (1988), Barkatullah (1996), Dandy et al. (1997), Gaudin et al. (2001) e Garcia e Reynaud (2004). Tal característica apesar de consistente com a grande probabilidade da elasticidade-renda da demanda ser realmente baixa, é suscetível aos vieses de amostra ou de especificação. Isso pode ser verificado em pequenas amostras de populações com diferenças acentuadas na renda, onde a elasticidade-renda da demanda deveria ser maior diante de maior variação na renda familiar.

¹³ Um bem dito normal ou superior é aquele que os consumidores compram mais com o aumento da renda. No caso de um bem normal, o aumento da renda resulta em expansão do consumo, porém, esse crescimento é menos do que proporcional à elevação da renda, pelo menos para níveis maiores de renda. Em outras palavras, o consumo do bem aumenta com a elevação da renda, mas a taxas decrescentes (MENDES, 2004).

Além disso, destaca-se a influência das tarifas em blocos crescentes e decrescentes, afetando potencialmente a significância e magnitude da elasticidade-renda. Outra consideração importante com relação à variável renda é que seus efeitos são estimados no curto prazo. Por outro lado, a análise da demanda residencial levando-se em conta atividades relacionadas com a renda (compra de novos aparelhos e mudança de residência, por exemplo) somente é possível no longo prazo (WORTHINGTON e HOFFMAN, 2008).

Teoricamente, a estimativa da demanda a partir dados em nível micro (desagregados), levando-se em conta as características socioeconômicas individuais das residências (particularmente, a renda familiar) constitui a abordagem preferencial. Na prática, entretanto, as tentativas em nível micro são limitadas, pois requerem grande volume de dados na composição de amostras representativas. Isso porque, as características das diversas variáveis, incluídas na função de demanda, dificultam a obtenção de dados micro com o maior nível de desagregação possível.

Tendo em vista disponibilidade de dados apenas na dimensão temporal, escolheu-se uma *proxy* de renda para capturar seus efeitos sobre a demanda de água. Utilizou-se, assim, o fator índice de emprego, IE, com a finalidade de relacionar o nível de emprego da população urbana e o consumo de água na área de estudo. A escolha do IE como *proxy* de renda tem a vantagem não exibir padrão sazonal ao longo do tempo, em comparação com outros indicadores econômicos (por exemplo, índice de vendas totais no varejo, calculados segundo critérios do IBGE).

Obtém-se o IE pela razão entre o número de empregados com carteira assinada e a população na abrangência da área de estudo, multiplicado por 100 (DIEESE, 2010). Como restrição, o uso da variável agregada IE não permite relacionar o consumo residencial com a renda familiar, numa localidade específica e/ou de grupo de consumidores específicos, em determinado período de tempo. Nesse caso, seriam necessárias observações sobre renda familiar registradas em estratos de renda discretos, conforme empregado por Andrade et al. (1995) e Pizaia e Camara (2007).

3.3 - Especificação da função de demanda residencial de água

A partir de dados de séries temporais de consumo de água no sistema de abastecimento, do valor da receita total, da estrutura tarifária, da renda e do número de consumidores e das condições climáticas, derivam-se uma curva de demanda urbana de água para o Distrito Federal. Também são extraídos parâmetros importantes para a avaliação da sensibilidade da demanda, frente às variações de preço da água potável e de renda dos consumidores.

Cabe ressaltar que as experiências empíricas, embora sejam aplicadas em contextos diferentes e utilizem distintas técnicas de estimação, todas partilham de um mesmo procedimento empírico, realizado passo a passo. De modo geral, a função de demanda assume a seguinte forma:

$$Q_t^d = f(P_t, Z_{it}) \quad (i = 1, \dots, n) \quad (3.8)$$

Onde Q^D é a quantidade de água residencial demandada, P é uma medida de preço da água e Z_i é o vetor representativo de outros fatores. Entre eles, a renda do consumidor, o clima, a composição da residência, políticas de conservação da água e preferências do consumidor (ARBUES et al., 2003 ; YOUNG, 2006).

A magnitude dos efeitos de uma mudança no preço sobre a quantidade de água demandada pelos consumidores é indicada pela elasticidade-preço da demanda. Geralmente, a demanda estimada de água é muito inelástica a preço, pois a água não tem substitutos para usos básicos. Por outro lado, valores inelásticos se devem ao baixo nível de percepção do consumidor da estrutura tarifária, já que a conta de água normalmente representa uma pequena proporção de sua renda (CHICOINE e RAMAMURTHY , 1986 ; ARBUÉS et al., 2000).

Levando-se em conta os dados disponíveis e o maior número possível de experiências na literatura, estimou-se a função de demanda residencial de água para os consumidores urbanos da CAESB, que enfrentam tarifas diferenciadas em blocos crescentes de consumo. A variável dependente é a quantidade mensal de água consumida, correspondente à somatória do consumo mensal, em metros cúbicos por mês, praticado nos oito blocos.

A estrutura de demanda, representada pela Equação 3.9, assume a hipótese de que os consumidores adaptam sua conduta em relação ao consumo de água, face às mudanças no seu preço, e, no longo prazo, modificam seus hábitos de uso da água. Dessa forma, o consumo residencial de água relaciona-se inversamente com o seu preço.

$$\ln Q_t^d = \beta_0 + \beta_1 \ln Pmg_t + \beta_2 \ln IE_t + \beta_3 \ln IC_t + \beta_4 \ln DI_t + \mu_t \quad (3.9)$$

A variável Q_t^D é a variável dependente, representando a quantidade de água consumida no sistema de abastecimento. As variáveis independentes são Pmg_t , o preço marginal da água; IE_t , o índice de emprego utilizado como uma *proxy* de renda do consumidor; IC_t , o índice climático utilizado para capturar a sazonalidade no consumo de água; DI_t , a diferença intramarginal e; μ_t , o termo de erro que captura o efeito de todos os outros fatores omitidos no modelo que determinam a quantidade consumida de água.

Os parâmetros estimados são β_0 , β_1 , β_2 , β_3 e β_4 , que expressam a reação na quantidade de água demandada face as alterações em cada variável. A expectativa é um efeito negativo para o preço marginal ($\beta_1 < 0$), positivo para renda do consumidor ($\beta_2 > 0$), positivo para a sazonalidade ($\beta_3 > 0$) e positivo para diferença intramarginal ($\beta_4 > 0$). A estimativa do modelo considerou a forma funcional logarítmica, devido à possibilidade de obtenção das elasticidades direto dos coeficientes. Todas as hipóteses foram avaliadas por meio dos valores *p* dos coeficientes *t*, admitindo-se valores significativos até 10% de probabilidade.

Na especificação da demanda residencial de água, os parâmetros da equação são inferidos por meio de técnicas de análise de regressão, com a finalidade de estimar as elasticidades em relação a preço e renda. A análise dos resultados é de maneira comparativa, ou seja, os coeficientes são comparados aos obtidos em outros estudos empíricos. A comparação teve considerou o maior número possível de experiências internacionais e nacionais, as quais indicam ampla variação nos valores das elasticidades (Capítulo 2, referencial teórico).

Na modelagem da demanda residencial de água, a existência de simultaneidade entre preço e quantidade é bastante discutida na literatura. O problema da simultaneidade surge porque existem regressores endógenos, ou seja, que tendem a estar correlacionados com o termo de erro. Como preço e quantidade estão condicionados pela regra tarifária, então, uma cor-

relação entre o preço e o termo de erro estocástico é estabelecida (ANDRADE et al, 1995 ; PIZAIA e CAMARA, 2007).

Um aspecto fundamental de qualquer modelo de demanda ou de oferta é a sua identificação. A importância da identificação do modelo está na obtenção de resultados coerentes e consistentes do ponto de vista teórico. Numa especificação típica de demanda, os preços são endógenos, isto é, os preços observados decorrem da interação entre produtores e consumidores. Tal aspecto requer a distinção das alterações de preços e de quantidades decorrentes do deslocamento da curva de oferta daquelas resultantes do deslocamento da curva de demanda. Como consequência, os métodos “tradicionais” de estimação da demanda geram coeficientes de preço menos negativos do que são na realidade. Assim, a identificação de demanda busca a obtenção de estimativas livres de inconsistências.

De forma genérica, numa relação de simultaneidade, a variável dependente (Y) é determinada pelas variáveis explanatórias (X) e algumas delas, por sua vez, são determinadas por Y. Diferentemente dos modelos de equação única, nos modelos de equações simultâneas não se pode estimar os parâmetros sem levar em conta as informações fornecidas pelas demais equações do sistema. Quando um modelo é estimado por MQO, a condição de identificação é que cada variável explicativa seja não-correlacionada com o termo de erro. Tendo em vista a interdependência entre o termo de erro estocástico e a variável (ou variáveis) explanatória endógena, o método dos MQO é inapropriado para a estimação de uma equação em um sistema de equações simultâneas (GUJARATI, 2006).

Para corrigir o problema da simultaneidade entre consumo e preço, recorreu-se aos métodos de equação única, mais especificamente, ao Método dos Mínimos Quadrados de Dois Estágios - MQ2E. Tal método pode ser aplicado com propriedade no contexto de equações simultâneas, fornecendo estimadores não viesados e consistentes (GUJARATI, 2006). A partir de variáveis instrumentais é possível identificar (ou estimar de forma consistente) os parâmetros de uma equação do modelo de equações simultâneas (WOOLDRIDGE, 2001).

O problema da identificação é a possibilidade de se obter, ou não, os parâmetros da equação estrutural a partir dos coeficientes estimados na forma reduzida. Se isso puder ser alcançado, diz-se que a equação em pauta é identificada. Do contrário, trata-se de um modelo não identificado ou subidentificado (GUJARATI, 2006). No caso estudado, a função de

demanda é identificada quando a variável PE (Eq. 3.10) desloca a oferta sem afetar a equação de demanda. Para cada variação em PE e nenhum erro, a equação de demanda é delimitada (WOOLDRIDGE, 2001). A presença do deslocador não observado da demanda (isto é, o termo de erro) faz com que a equação de demanda seja estimada com erro. No entanto, os estimadores serão consistentes, desde que a variável PE não esteja correlacionada com o erro. Na especificação de duas equações simultâneas, a função de oferta de água potável, especificada na Equação 3.10, é fundamental na identificação do sistema de equações simultâneas e, portanto, na aplicação do método do MQ2E.

$$\ln Q_t^o = \gamma_0 + \ln \gamma_1 PE_t + \varepsilon_t \quad (3.10)$$

Onde

Q_t^o é a variável dependente, representando a quantidade ofertada de água no mês t ;

PE_t é o preço médio da água efetivamente cobrado pela firma, correspondente aos blocos de consumo no mês t e;

ε_t é o termo de erro.

Para o sistema de equações simultâneas têm-se duas variáveis endógenas, a quantidade de água demandada e o preço marginal da água ($M=2$). Existem cinco variáveis exógenas no sistema de equações: intercepto, DI , IEP , IC e PE ($K=5$). A equação 3.9 possui uma variável endógena, isto é o preço marginal, ($m=1$), então $M-m=2-1=1$, existindo uma incógnita a ser determinada. Na equação 3.9, são quatro variáveis exógenas: intercepto, DI , IEP , IC ($k=4$). Assim, $K-k=5-4=1$, resultando o mesmo número de incógnitas e de relações, caracterizando uma equação exatamente identificada (GUJARATI, 2006). Quanto à identificação da equação 3.10, esta possui uma variável endógena ($m=1$), então, $M-m=2-1=1$. Por outro lado, possui duas variáveis exógenas: intercepto e PE ($k=2$). Desse modo, $K-k=5-2=3$ e, portanto, a equação 3.10 é superidentificada (GUJARATI, 2006).

Essencialmente, o MQ2E envolve duas aplicações sucessivas de MQO que busca “purificar” a variável explanatória estocástica (Pmg_t) do termo de erro. Esse objetivo é alcançado executando-se um procedimento de dois estágios. Conforme Gujarati (2006), o procedimento em dois estágios fornece estimadores consistentes, isto é, que convergem para seus

valores verdadeiros à medida que a amostra aumenta indefinidamente¹⁴. O primeiro estágio consiste em executar a regressão na forma reduzida da variável endógena Pmg_t sobre todas as variáveis predeterminadas no sistema, estimando-se os valores de $\tilde{P}mg_t$, conforme a seguinte equação:

$$Pmg_t = \pi_0 + \pi_1 PE_t + \pi_3 IEP_t + \pi_4 IC_t + \pi_5 DI_t + \mu_t \quad (3.11)$$

No segundo estágio, substitui-se os valores de PMG_t na equação estrutural original pelos valores estimados $\tilde{P}mg_t$ e, então, executa-se a regressão por MQO como se segue:

$$Q_t^d = \beta_0 + \beta_1 \tilde{P}mg_t + \beta_3 IE_t + \beta_4 IC_t + \beta_5 DI_t + \mu_t \quad (3.12)$$

3.5 - Condicionantes da oferta de água potável nos sistemas produtores

Do lado da oferta, interessa avaliar o comportamento do custo de custo de fornecimento de água com a mudança da qualidade ambiental. No capítulo 5 caracterizam-se experiências empíricas que incluem a turbidez como variável ambiental explicativa do custo em plantas de tratamento de água. Embora importante, o uso da turbidez como variável explicativa do custo de tratamento da água na bacia de captação depara-se com duas limitações de ordem temporal. Primeiro, os dados de turbidez disponíveis referem-se aos de monitoramento bimestral junto à captação, dificultando, assim, sua compatibilização com dados mensais dos custos de tratamento na unidade operacional. Segundo, existem falhas e defasagens entre intervalos de observações do parâmetro turbidez, entre os sistemas estudados.

O delineamento da amostragem sob essa configuração exige cautela, pois oferece restrições à utilização de dados em painel. Isso porque os descompassos entre as observações, entre os sistemas estudados, requerem a supressão de dados, o que pode favorecer a perda de informações relevantes e distorções nas estimativas. Para conciliar os dados mensais de

¹⁴ Destaque-se que em pequenas amostras, os valores estimados da variável endógena, provavelmente, serão correlacionados com o erro. Entretanto, tal correlação desaparece à medida que a amostra tende ao infinito. Assim, em pequenas amostras, o procedimento MQ2E pode levar a uma estimação tendenciosa.

custos de tratamento com os dados mensais da variável representativa da qualidade ambiental, entre os sistemas estudados, definiram-se uma *proxy* para o parâmetro turbidez.

Nunez et al. (2006) definem a vazão sazonal da bacia hidrográfica, localizada em “Valdivian Rainforest Ecoregion” (Chile), como a variável representativa do serviço ecossistêmico da floresta. Desse modo, os autores citados estabelecem uma ligação entre a variável ambiental e o processo produtivo de água, onde a vazão sazonal é o fator de produção (água bruta) que entra diretamente numa função de produção do *output* (água potável). De modo similar, definiu-se a vazão de contribuição para a captação na ETA e/ou UTS, como o insumo ambiental representativo do serviço ecossistêmico de proteção da qualidade hídrica. Na bacia de captação, o serviço ecossistêmico que entra como um fator de produção de água potável pode ser equacionado da seguinte forma:

- Captação do manancial *i* a jusante do ponto de observação da vazão

$$S_t^e = \sum_{i=1}^n \frac{(Q_{it}^s + Q_{it}^c)}{A_j} \quad (3.13)$$

-Captação do manancial *i* a montante do ponto de observação da vazão

$$S_t^e = \sum_{i=1}^n \frac{Q_{it}^s}{A_j} \quad (3.14)$$

onde

S_t^e é a vazão específica de contribuição para a provisão de água filtrada naturalmente na unidade operacional de tratamento (ETA e/ou UTS) em metros cúbicos por mês por quilometro quadrado do *i-ésimo* manancial no período *t*;

Q_{it}^s é o fluxo de água sazonal que efetivamente contribui para a captação do sistema produtor no *i-ésimo* manancial em metros cúbicos por mês no período *t*;

Q_{it}^c é a vazão de água do *i-ésimo* manancial captada na unidade de tratamento (ETA e/ou UTS) em metros cúbicos por mês no período *t*;

A_j é a área de drenagem da *j-ésima* bacia hidrográfica.

A variável ambiental, S^e , é tratada como um insumo de uma atividade econômica (no processo produtivo de água potável) e, como qualquer outro insumo, pode ser equacionado com seus impactos na produção do bem com preço de mercado. Ou seja, a vazão de contribuição para captação no sistema é relacionada com os custos variáveis de tratamento na unidade operacional, CV. Os custos variáveis incluem todos os gastos decorrentes dos recursos que variam diretamente com a produção de água potável. Como as quantidades produzidas variam diretamente com os níveis de fatores de produção variáveis, os custos variáveis se alteram com o nível de produção.

3.4 – Especificação da função de custo de tratamento da água

A implementação da abordagem descrita na seção 3.1 consiste de dois procedimentos básicos. O primeiro é determinar os efeitos das variações no serviço ambiental (S^e) sobre a atividade econômica. O segundo é valorar os impactos de tais alterações em termos de variações no excedente econômico, devido às variações no preço do bem comercializado (BARBIER, 2000 ; NUNEZ, 2006).

Em geral, a Teoria Microeconômica define o custo de produção da firma como função da quantidade do *output* (s), Y , e dos preços dos *inputs*, W , isto é, $C(Y,W)$. No entanto, a análise empírica inclui outras variáveis explicativas, representadas por um vetor Z relativo às características técnicas e estruturais e do ambiente econômico. Na produção de água, essas variáveis estão relacionadas, entre outros aspectos, com o comprimento da rede de conexões, densidade de consumidores, área coberta por abastecimento, capacidade instalada, ambiente regulatório e com as condições do recurso natural (MARTINS et al., 2006).

Na literatura teórica, a estrutura da função de custo de produção da firma é tipicamente representada pela forma cúbica¹⁵. Contudo, quando a teoria é transferida para questões práticas, a forma cúbica perde sua popularidade. Vários estudos estimam funções de custo de fornecimento de água, principalmente, no contexto regulatório e de reorganização da fir-

¹⁵ Referências teóricas para a função de custo cúbica podem ser encontradas, por exemplo, em Samuelson e Nordhaus (1999). Para firmas de produção de água, ver Dziegielewski (2003).

ma¹⁶. A literatura empírica fornece, ainda, métodos de cálculo dos custos marginais, tais como técnicas econométricas¹⁷. Em geral, a variável dependente utilizada é o custo operacional (variável, total ou médio), devido às incertezas de outros elementos de custos (externalidades econômicas, ambientais e custos de oportunidade). Em relação às variáveis independentes, consideram-se frequentemente os preços de insumos, como trabalho, capital, energia e outros materiais de consumo (MARTINS et al, 2006).

Diante do exposto, ressalte-se que a especificação do custo utilizada neste trabalho não caracteriza uma equação ou função formal de custo, onde tecnologia juntamente com os preços dos insumos determina o custo de produção da firma. Os modelos baseados em relações de custo econômico são importantes quando se pretende determinar a participação relativa dos gastos com insumos no custo total. Ou melhor, quando a finalidade é avaliar, por exemplo, qual o efeito do aumento do preço de determinado fator de produção (por exemplo, água bruta) sobre a demanda do outro (por exemplo, energia). Para esse tipo de consideração, a especificação transcendental ganha popularidade na literatura empírica de estimativa do custo de produção (GARCIA e THOMAS, 2001; MARTINS et al., 2006).

No entanto, abordagens que descrevam a tecnologia de produção das firmas requerem dados de preço dos insumos; água bruta, material de tratamento, energia elétrica, trabalho e capital. Esse aspecto constitui uma limitação de modelos baseados em relações de custos, já que não se dispõe de dados de preço da água bruta (valores estipulados pela cobrança da água bruta), assim como dos outros insumos. Desse modo, a escolha da forma funcional está condicionada à natureza do problema e à disponibilidade de dados.

O custo de tratamento de água, causado pela diminuição da qualidade da água, representa um importante componente dos custos sociais da poluição da água. Como a finalidade é capturar apenas o efeito da variação qualidade hídrica no custo de tratamento, recorreu-se a uma abordagem empírica para explicar o custo em termos do insumo ambiental (isto é, da vazão de contribuição para a captação). Devido a limitações de dados, utilizou-se a forma

¹⁶ Estudos realizados com o propósito de verificar a presença de economias de escala na empresa de água, destacam-se Fraquelli et al (2002), Garcia e Thomas (2001), Fabbri e Fraquelli (2000). Assim, se existe economia de escala, proporcionada por decréscimos dos custos médios, vislumbram-se políticas de estabelecimento de grandes empresas para ganhar os benefícios destas economias.

¹⁷ Para maiores detalhes ver Garcia-Valiñas (2005), Garcia e Reynaud (2004) e Timmins (2002).

funcional Coob-Douglas, detalhada na seção 3.4.1, para testar hipóteses de comportamento do custo variável de tratamento, CV . No entanto, podem surgir imprecisões nos coeficientes estimados pela não inclusão de outros insumos.

Na seção 3.4.1 define-se um procedimento para avaliar a influência da sazonalidade da qualidade hídrica nos custos de tratamento, bem como estimar os efeitos das mudanças na qualidade hídrica sobre os custos de tratamento. Tais efeitos são capturados, individualmente, para os seis sistemas selecionados, por meio da elasticidade do custo com relação à variável ambiental S^e (vazão específica de contribuição para a captação). Em seguida, os sistemas são avaliados conjuntamente, visando estimar os custos do insumo ambiental, decorrentes das mudanças na qualidade hídrica. Tais variações são refletidas oferta de água potável, traduzindo os custos sociais que atingem os consumidores de água dos sistemas de abastecimento público.

3.4.1 – Análise dos efeitos da sazonalidade no custo de tratamento de água

A função de custo de interesse é especificada relacionando a variável ambiental, S^e , com o custo de tratamento de água no sistema produtor, por meio da forma funcional Cobb-Douglas. O custo de tratar a quantidade de água ofertada no sistema produtor, Q^o , é formado pelo custo variável, C^v . A função Cobb-Douglas é consagrada em estimativas da função de produção, com destaque para Ellis e Fisher (1987) e Nunez et al. (2006). Particularmente, na especificação de custo merece destaque as experiências empíricas de Forster et al. (1987), Holmes (1988) e Murray e Forster (2001), as quais estão detalhadas no Capítulo 5. A forma Cobb–Douglas assegura a conversão de relações não lineares, impostas pela sua forma estocástica, em relações lineares na forma log-log, sem transgredir padrões do modelo de regressão linear clássico. Também a forma linear Cobb–Douglas permite extrair as elasticidades das variáveis diretamente dos coeficientes.

Inicialmente, avaliou-se a influência da sazonalidade no comportamento de CV em cada sistema de captação. Mais especificamente, procurou-se verificar a hipótese de que no período chuvoso, a diminuição da qualidade hídrica provoca um acréscimo no custo de tratamento em relação ao período seco. Para tanto, incluiu-se uma variável binária (*dummy*) correspondente ao período de interesse (período chuvoso), mantendo-se o intercepto. Cabe

ressaltar duas *dummies* poderiam ser incluídas para capturar, simultaneamente, os efeitos de ambos os períodos (seco e chuvoso) no custo de tratamento. Porém, tal procedimento requer a omissão do intercepto para evitar a colinearidade perfeita entre as variáveis (GUJARATI, 2006).

Portanto, dispondo-se de dados mensais de séries temporais, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010, o custo variável de tratamento no *i*-ésimo sistema produtor (CV_{it}) (R\$/mês) foi relacionado com a variável ambiental (S_{it}^e) ($m^3/mês.Km^2$) e com a variável *dummy* de interação sazonal (D_{it}^s) a partir da Função Cobb–Douglas na forma estocástica:

$$CV_{it} = \beta_0 \times S_{it}^{\beta_1} \times e^{(\beta_2 D_{it}^s + \mu)} \quad (3.15)$$

O modelo de regressão exponencial representado pela Equação 3.10 também pode ser expresso como:

$$\ln CV_{it} = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln S_{it}^e + \beta_2 D_{it}^s + \mu_{it} \quad (3.16)$$

A Equação 3.16 é linear nos parâmetros β_0 , β_1 e β_2 e linear nos logaritmos das variáveis CV e S^e , podendo ser estimada por MQO, assumindo-se que os coeficientes são constantes no tempo. Conforme já mencionado, a escolha do modelo na forma log-linear apresenta a vantagem de mensurar diretamente do coeficiente angular β_1 , o valor da elasticidade do insumo ambiental em relação ao custo. No período chuvoso, D_{it}^s recebe o valor 1, enquanto no período seco atribui-se a ela o valor 0. Assim, ao considerar o período seco como referência, o coeficiente β_2 é o “intercepto diferencial”.

O coeficiente da variável binária sazonal indica de quanto o valor médio sazonal do período em pauta (chuvoso) aumenta ou diminui em relação ao valor médio do custo no período base (seco). Segundo Gujarati (2006), a soma do valor do intercepto diferencial ao valor referencial médio, obtém-se o valor médio do custo do período chuvoso.

3.4.2 – Especificação da função agregada de custo de fornecimento de água

Nesta etapa, especificaram-se o modelo agregado de custo com a finalidade de determinar as variações nos custos marginais do insumo ambiental. Estima-se um modelo que relaciona o custo da variação de oferta de água com a variável ambiental (S^e), a qual reflete a qualidade da água naturalmente purificada na bacia de captação. O modelo formulado requer a agregação dos seis sistemas selecionados, porém, procurou-se manter suas características individuais. Tal aspecto é fundamental para evitar possíveis distorções da relação intrínseca entre o custo de tratamento (CV) e a variável ambiental (S^e) das seis bacias de captação selecionadas.

Para a análise empírica, combinaram-se dados de séries temporais com dados de corte transversal, ou seja, elaborou-se um painel de dados¹⁸. Durante período janeiro de 2003 a dezembro de 2010 os dados de custo de tratamento e vazão específica de cada uma das seis bacias de captação representa seis unidades de corte transversal e 96 períodos. Para cada bacia obtêm-se duas séries temporais de dados de custo de produção e vazão específica. Para cada mês, os dados de custo e vazão das seis bacias representam uma amostra de corte transversal. Desse modo, em cada mês, as observações de custo e de vazão específica totalizam 12 observações (6 x 2). Portanto, o painel é composto por 96 amostras de corte transversal, totalizando 1.152 observações (6 x 2 x 96).

A preocupação aqui se resume em especificar um modelo de custo agregado que permita capturar, diretamente, as variações nos custos marginais do insumo ambiental em todos os sistemas analisados. Assim, na implementação de dados em painel, assumiu-se intercepto constante ao longo do tempo e do espaço, onde o termo de erro captura as diferenças ao longo do tempo e entre os sistemas. Assumiu-se, ainda, que os coeficientes angulares das variáveis são diferentes entre os sistemas estudados (coeficientes *interativos* ou *diferenciais*) e constantes ao longo do tempo.

¹⁸ Os dados combinados ou dados em painel, a mesma unidade de corte transversal (uma família, uma empresa, um estado) é acompanhada ao longo do tempo. Em síntese, os dados em painel têm uma dimensão temporal e outra espacial. Os dados de corte transversal são aqueles relativos a uma ou mais variáveis para várias unidades ou entidades amostrais no mesmo período (GUJARATI, 2006).

Na Equação 3.17 especificaram-se a função agregada de custo, elaborada com base em Gujarati (2006), onde os custos variáveis de tratamento das 96 amostras de corte transversal $\{A_{i1}=(C^v_{11}, C^v_{21}, \dots, C^v_{i1}), \dots, A_{it}=(C^v_{1t}, C^v_{2t}, \dots, C^v_{it})\}$ (R\$/mês), onde $(i=1, \dots, 6)$ e $(t=1, \dots, 96)$, são relacionados com as respectivas vazões específicas $\{A_{i1}=(S^e_{11}, S^e_{21}, \dots, S^e_{i1}), \dots, A_{it}=(S^e_{1t}, S^e_{2t}, \dots, S^e_{it})\}$ ($m^3/mês.Km^2$), multiplicada pela variáveis binárias de sistema correspondente (D_1, \dots, D_{i-1}) . Nesse caso, como não é de interesse obter valores explícitos para cada variável, empregou-se somente cinco variáveis binárias para evitar a situação de perfeita colinearidade¹⁹. Para tanto, tomou-se como referencial a bacia de captação integralmente preservada (sem desmatamento).

$$CV_{it} = \beta_0 \times e^\mu \times S_{it}^{(\beta_2 + \gamma_1 D_{2i} + \gamma_2 D_{3i} + \gamma_3 D_{4i} + \gamma_4 D_{5i} + \gamma_5 D_{6i})} \quad (3.17)$$

Os parâmetros da função agregada de custo são estimados pela Função Cobb–Douglas na forma linear, expressa pela Equação 3.18:

$$\ln CV_{it} = \beta_1 + \beta_2 \ln S_{it}^e + \gamma_1 D_{2i} \ln S_{it}^e + \gamma_2 D_{3i} \ln S_{it}^e + \dots + \gamma_k D_{ji} \ln S_{it}^e + \mu_{it} \quad (3.18)$$

Na Equação 3.18, as variáveis binárias D_j ($j=2, 3, \dots, 6$) de coeficientes angulares ou interativos γ_k ($k=1, 2, \dots, 5$) capturam as diferenças nos coeficientes angulares dos seis sistemas avaliados. Desse modo, os efeitos individuais do sistema em questão são estimados em relação ao sistema base. Portanto, se um ou mais coeficientes γ forem estatisticamente significativos, eles indicarão que um ou mais coeficientes angulares são diferentes daquele do sistema base (sem desmatamento).

Derivando-se a função custo em sua forma estocástica (Equação 3.17) em relação ao insumo ambiental, obtém a função de custo marginal do insumo ambiental:

$$CMg(S^e) = \frac{\partial CV(S^e)}{\partial S^e} \quad (3.19)$$

¹⁹ Outra forma de evitar a *armadilha das variáveis binárias* é atribuir uma variável binária para cada variável explicativa, mas omitindo o termo de intercepto. A multicolinearidade origina da existência de uma relação perfeita ou exata entre algumas variáveis explicativas do modelo de regressão. Existem regras formais e informais para sua detecção ou mensuração de sua intensidade, assim como vários procedimentos para sua redução ou eliminação, os quais estão detalhados, por exemplo, em GUJARATI (2006).

O custo marginal do insumo ambiental ($R\$/ m^3/mês.km^2$) é uma medida da variação do custo de tratamento devido ao acréscimo ou decréscimo de uma unidade do insumo ambiental (vazão específica de contribuição para a captação). Em seguida, substituíram-se os parâmetros estimados na Equação 3.19, determinando-se para cada nível do insumo ambiental os custos marginais na área de estudo.

A curva de oferta informa qual a quantidade que a empresa escolhe produzir para alcançar o nível ótimo de produção, ou seja, onde os custos marginais superam os custos variáveis médios. Teoricamente, a curva de custo marginal define a curva de oferta da empresa no curto prazo, quando custo marginal é igual a preço. Porém, isso somente ocorre no segmento ascendente da curva de custo marginal acima do ponto mínimo da curva de custo variável médio (PINDYCK e RUBINFELD, 2002 ; MENDES, 2004).

Da teoria da produção, o custo marginal é não decrescente refletindo retornos marginais decrescentes (PINDYCK e RUBINFELD, 2002). Embora exista uma porção decrescente na curva do custo marginal, esta não é relevante na análise econômica. No caso estudado, a derivação dos custos marginais a partir da Equação 3.19 forneceu valores decrescentes, ao longo do período analisado. Tal aspecto constitui um obstáculo na obtenção curva de oferta diretamente da curva de custo marginal do insumo ambiental, o que é coerente com as características particulares do bem. Em outras palavras, o mercado de água caracteriza um monopólio e, ao contrário de um mercado competitivo, não existe uma relação entre preço e quantidade ofertada. Como a água é um bem público, ao assumir preço igual aos custos marginais ou médios leva a ineficiência econômica, uma vez que os ganhos da comercialização não são suficientes para cobrir os custos.

Diante desse inconveniente, procurou-se uma forma alternativa para a obtenção de uma função de resposta da empresa monopolística em relação ao preço da água comercializada, visando extrair a elasticidade-preço da oferta de água potável. Tal parâmetro é condição necessária para a implementação da última etapa metodológica, definida na seção 3.6. Na abordagem proposta, a elasticidade da oferta em relação a preço determina a magnitude do deslocamento da curva de oferta, decorrente uma mudança tecnológica. Desse modo, obteve-se uma aproximação para a resposta da empresa monopolística em relação ao preço da água, levando-se em conta os custos médios de produção e o preço marginal. Esse último é

o preço percebido pelo consumidor quanto confrontado com uma estrutura tarifária em blocos crescentes. Os efeitos do preço marginal sobre o comportamento da quantidade de água ofertada forneceu a elasticidade-preço da oferta.

Como o setor água caracteriza um “monopólio natural”, grande parcela dos custos não depende diretamente da quantidade fornecida, já que estão associados às infraestruturas ou tecnologias. Tratam-se dos custos fixos incorridos, quer forneça muita ou pouca água e, portanto, não estão incluídos nos custos marginais (pelo menos para o curto prazo, quando as infraestruturas se mantêm constantes). Isso porque, no curto prazo a oferta somente pode ser alterada devido a ajustes nos fatores variáveis, sem a possibilidade de mudança nos fatores fixos.

Segundo Mendes (2004), o período de duração de tempo tem um impacto sobre a capacidade de resposta dos produtores. Quanto maior for o período, mais elástica tenderá a ser a curva de oferta, porque haverá mais tempo para o ajuste da produção. Assim, quando não há possibilidade de mudanças nem nos fatores variáveis, a oferta é limitada pela escassez do recurso, tornando-se relativamente inelástica ou até perfeitamente inelástica em relação a preço. Neste caso, como existem economias de escalas, infere-se que a produção é ajustada num intervalo de tempo onde apenas os fatores variáveis são alterados (isto é, no curto prazo), portanto, espera-se oferta de água é inelástica a preço.

Do exposto acima, determinou-se a partir da Equação 3.20 uma resposta da empresa monopolística em relação ao preço da água potável. Para tanto, derivou-se uma função que relaciona a quantidade de água produzida pelos sistemas produtores (Q_t^o) com o preço da água percebido pelos consumidores, isto é, o preço marginal da água (Pmg_t), com o custo médio do insumo ambiental (CMe_t) e com a sazonalidade (D_t^s).

$$\ln Q_t^o = \beta_1 + \beta_2 \ln Pmg_t + \beta_3 \ln CMe_t + \beta_4 D_t^s + \mu_t \quad (3.20)$$

As expectativas teóricas das elasticidades são $\beta_2 > 0$ e $\beta_3 < 0$, os quais expressam as elasticidades-preço da oferta e elasticidade-custo da oferta, respectivamente. O parâmetro β_2 reflete o acréscimo percentual na quantidade ofertada com o aumento de 1% no preço da água comercializada. A resposta da firma (fornecedor de água) é função do preço percebi-

do pelos consumidores, ou seja, do preço marginal. Esse preço representa o valor marginal que os consumidores atribuem a cada unidade do bem, pois, se estão dispostos a pagar alguma coisa é porque o bem lhes traz um benefício correspondente.

No período chuvoso, D^s recebe o valor 1, enquanto no período seco atribui-se a ela o valor 0. Assim, ao considerar o período seco como referência, o coeficiente β_4 é o “intercepto diferencial”, indicando quanto a quantidade de água ofertada no período em pauta (chuvoso) aumenta ou diminui em relação ao período base (seco). Assume-se, portanto, $\beta_4 < 0$ indicando que no período chuvoso, a diminuição da qualidade ambiental provocada pelo aumento da turbidez da água, ocasiona uma redução da quantidade de água produzida em comparação com o período seco.

A variável custo médio do insumo ambiental, determinado pela Equação 3.21, corresponde ao valor dos gastos com os insumos da produção de água (material de tratamento, trabalho e energia), em R\$ por mês, por unidade de vazão específica de contribuição para a captação, em $m^3/mês.Km^2$.

$$CMe (S^e) = \frac{CV (S^e)}{S^e} \quad (3.21)$$

Detalhe importante diz respeito à qualidade das respostas fornecidas por um modelo, a qual está condicionada a sua estrutura e aos dados incorporados. Nesse sentido, recorreu-se a testes estatísticos para avaliar a consistência das formulações especificadas, tanto do lado da oferta de água quanto para a demanda. A estatística F permitiu testar a hipótese nula de que os coeficientes angulares são iguais a zero. Se valor de F calculado superar o F crítico da tabela de F, ao nível de significância α , rejeita-se a hipótese de nulidade (H_0), caso contrário, não se rejeita H_0 . De maneira alternativa, quando o valor p do F calculado for suficientemente baixo, rejeita-se H_0 (GUJARATI, 2006).

O teste de d de Durbin-Watson evidencia a presença de autocorrelação serial, com base nos resíduos estimados na análise de regressão. O método utiliza limiares para situar o valor d calculado, fornecendo suporte à decisão quanto à presença de correlação serial positiva ou negativa. Na detecção e mensuração da colinearidade calculou-se o Fator Inflacionário da Variância (FIV) para cada variável explicativa. Se as variáveis explicativas estiverem cor-

relacionadas, então o FIV será igual a 1. Se o conjunto for altamente correlacionado, então o FIV poderá até exceder a 10. Já um valor de FIV acima de 10 sugere demasiada correlação entre a variável em questão e as demais variáveis explicativas (LEVINE et al., 2000).

3.7 – Estimação do valor do serviço ecossistêmico de provisão de qualidade hídrica

O custo social decorrente das mudanças na cobertura florestal da bacia hidrográfica é uma aproximação para o valor do serviço de proteção da qualidade hídrica. Assim, procurou-se dimensionar a magnitude do custo social da degradação da qualidade hídrica a partir de formulação sugerida Santana e Khan (1992). A interação entre os parâmetros da oferta e da demanda (elasticidades-preço da oferta e da demanda) determinam, respectivamente, o deslocamento da oferta em virtude de uma mudança na qualidade ambiental e a magnitude do custo social que atinge os consumidores de água.

Cabe ressaltar que a formulação proposta por Santana e Khan (1992) é uma adaptação do modelo desenvolvido por Lindner e Jarret (1978) e, posteriormente, aperfeiçoado por Rose (1980) e Norton e Davis (1981). O detalhamento de aspectos teóricos dos modelos de Lindner e Jarret (1978), Rose (1980) e Norton e Davis (1981) está apresentada no Capítulo 6. As primeiras firmas a adotarem novas tecnologias conseguem reduzir seus custos e obter lucros, induzindo outras firmas, também, a adotarem novas tecnologias. À medida que um maior número de firmas adota nova tecnologia, a curva de oferta se desloca para a direita.

Norton e Davis (1981) assumem que a curva de oferta, ao deslocar-se, muda também de inclinação, em razão da estrutura de custos diferenciados entre produtores modernos e marginais, com os custos médios caindo mais rapidamente nos produtores marginais do que nos produtores modernos. Conforme ilustrado na Figura 3.4, uma mudança da curva de oferta de S_0 para S_1 significa que mais de um produto será oferecido no mercado ao mesmo nível de preço P_0 . Nesse preço, diz-se que houve um aumento da oferta de Q_0 para Q_2 . Consequentemente, o resultado final da inovação tecnológica é uma redução dos custos unitários de produção e no preço do produto (de P_0 para P_1) e um aumento da oferta de mercado de Q_0 para Q_1 .

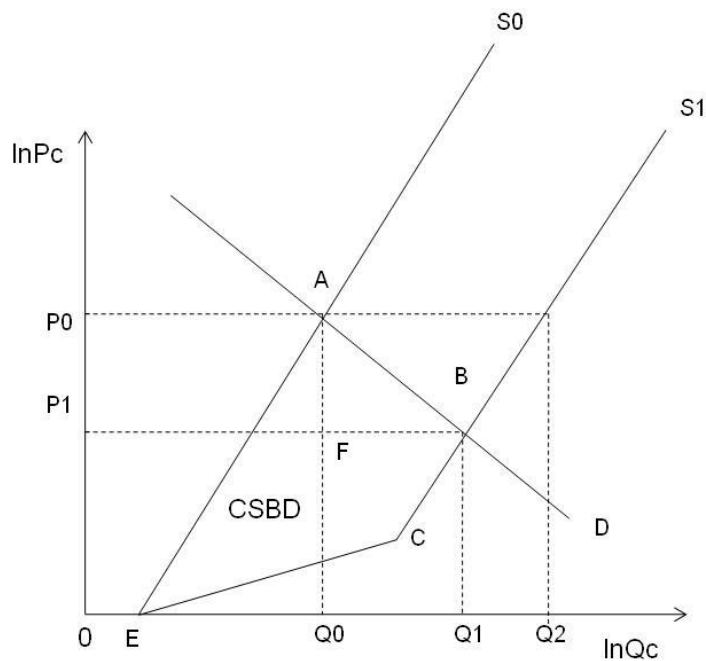


Figura 3.4 - Mudança no bem-estar social devido à mudança da qualidade ambiental (CSBD).

Santana e Khan (1992) propõem que mudança no recurso ambiental desloca a curva de oferta de S_1 para S_0 (Figura 3). Desse modo, o novo equilíbrio ocorre no ponto A, onde preços maiores e quantidades menores são praticados em comparação com a situação inicial de equilíbrio. No caso estudado, os custos sociais resultantes da degradação da qualidade hídrica estão representados pela área formada pelo polígono ABCE, entre as duas curvas de oferta (S_0 e S_1) e abaixo da curva de demanda (D).

Os parâmetros P_0 e Q_0 são os valores dos preços e das quantidades de água comercializadas no equilíbrio, após mudança no recurso ambiental. Já os parâmetros P_1 e Q_1 correspondem aos preços e as quantidades comercializadas no equilíbrio, antes da variação no insumo ambiental. Os parâmetros η e ϵ são, respectivamente, as elasticidades da demanda e da oferta em relação a preço. Q_2 é igual quantidade média de água comercializada no período analisado. Algebricamente, a determinação da área ABCE, assim como da parcela dos custos que atingem os produtores podem ser obtidas pelas equações (3.22), (3.23) e (3.24).

$$\text{Custo social total (CT)} = 0,5KP_0Q_0(1+Z\eta) \quad (3.22)$$

$$\text{Custo social do consumidor (CC)} = ZP_0Q_0(1+0,5Z\eta) \quad (3.23)$$

$$\text{Custo social do Produtor (CP)} = \text{CT} - \text{CC} \quad (3.24)$$

O parâmetro K é o deslocador da curva de oferta, medido pela mudança proporcional na produção dividida pela elasticidade da oferta (ε):

$$K = \left| (1 - Q_0/Q_2)/\varepsilon \right| \quad (3.25)$$

Santana e Khan (1992) sugerem para a obtenção de Z a seguinte expressão:

$$Z = K \varepsilon / (\eta + \varepsilon) \quad (3.26)$$

Para efeitos de análise, considerou-se a hipótese de que quanto mais inelástica a demanda em relação a preço em comparação com a oferta em relação ao preço, maior a parcela de custo social que recai sobre os consumidores de água. A partir das formulações apresentadas estimaram-se as variações no nível de bem-estar dos consumidores de água nas duas categorias de usuários (normal e popular).

Para conciliar os dados de oferta com os dados de demanda, o período de abrangência da análise corresponde a janeiro de 2003 a dezembro de 2008. Cabe ressaltar que a elasticidade da demanda corresponde ao período de janeiro de 2001 a dezembro 2008. Todavia, como não há grandes variações nas quantidades demandadas e ofertadas entre os períodos, devido ao curto horizonte de tempo, assume-se que não existem grandes variações nesse parâmetro. Nos capítulos 4, 5 e 6 desdobram-se os procedimentos desenvolvidos, assim como as estimações dos parâmetros e dos valores, culminando nas conclusões e recomendações, no Capítulo 7.

4 – ANÁLISE DA DEMANDA RESIDENCIAL DE ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL

Nos últimos anos, verificou-se uma mudança na abordagem de gerenciamento da demanda de água, tradicionalmente centrada em políticas do lado da oferta. É consensual o reconhecimento de que a estratégia de expansão da oferta de água para satisfazer a crescente demanda, está condicionada a escassez dos recursos hídricos. Este aspecto provocou mudanças nas políticas do lado da oferta de água para aquelas do lado da demanda, para induzir a racionalização de seu uso.

Os esforços do lado da demanda requerem a avaliação precisa dos efeitos das políticas de precificação sobre o consumo de água. Dada a importância do consumo doméstico no contexto urbano, a derivação de uma curva de demanda residencial de água é relevante para implantação de qualquer política de recursos hídricos. Além disso, seu gerenciamento resulta nas mais controversas decisões, do ponto de vista socioeconômico (ARBUES et al., 2003 ; MARTINS e FORTUNATO, 2005).

Nesse contexto, infere-se que conhecimento das características da curva de demanda urbana de água pode ser uma informação útil para a determinação de taxas ótimas para o serviço de abastecimento. A fixação de preços, a partir do consumo, busca o avanço na utilização sustentável da água, em termos de eficiência econômica, ambiental e equidade social. A partir de dados de séries temporais de consumo de água no sistema de distribuição, do valor da receita total, da estrutura tarifária, da renda e do número de consumidores e das condições climáticas, derivam-se uma curva de demanda urbana de água para o Distrito Federal. Também são extraídos parâmetros importantes para a avaliação da sensibilidade da demanda, frente às variações de preço da água potável e de renda dos consumidores.

Antes da apresentação do modelo e da discussão das estimações obtidas, o capítulo traz uma análise da evolução do consumo de água do sistema de abastecimento público do Distrito Federal. Inicialmente, a análise é realizada sem a desagregação por setor de atividade, a partir de dados referentes ao período de janeiro de 2001 a dezembro de 2008. Em seguida, caracteriza-se o perfil do consumo de água por setor de atividade, considerando a mesma série temporal de dados (correspondente a 96 meses).

Com ênfase no setor residencial, já que o mesmo constitui a classe de demanda de interesse, procurou-se investigar as variações no consumo e no número de consumidores, além de possíveis influências de fatores socioeconômicos, climáticos e demográficos no consumo de água. Ou melhor, procurou-se evidenciar se os dados e informações levantadas refletem a estrutura da demanda de água na região de estudo. Assim, a análise foi realizada visando uma simples caracterização dos fatores que, de uma forma ou de outra, condicionam a demanda residencial de água.

Comparando-se, na seção 4.2, a participação dos setores de atividade (residencial, comercial, pública e industrial) no consumo de água, constatou-se, que a categoria residencial é de longe a maior consumidora de água, contribuindo com 79% do consumo de água proveniente do sistema de abastecimento público. A segunda parte deste capítulo traz uma análise do comportamento da demanda frente às principais variáveis condicionantes. À luz dos resultados de estudos, realizados principalmente nos Estados Unidos, apresentados no Capítulo 2 (Referencial teórico) extraem-se as variáveis determinantes da demanda de água na região de estudo. Desse modo, visando testar hipóteses formuladas a partir de evidências empíricas, procurou-se averiguar alguns fatores determinantes da magnitude das elasticidades da demanda em relação ao preço e à renda do consumidor.

4.1 - A evolução e a estrutura do consumo urbano de água no Distrito Federal

O consumo de água é o volume obtido pelas ligações ativas a partir da somatória dos volumes *micromedidos*, dos volumes *presumidos*, quando não é possível verificar a medição e dos volumes *estimados*, quando na ausência de micromedidores (SIAGUA, 2002). Cada ligação ativa integra uma ou mais unidades de consumo (entidades de governo, residências, estabelecimentos industriais e comerciais), que representam os consumidores individuais.

Para efeitos de análise dos dados levantados junto a empresa de saneamento, o consumo total de água corresponde ao volume de água faturado. O número de consumidores atendidos pelo sistema de abastecimento urbano corresponde às unidades de consumo faturadas. O Quadro 4.1, a seguir, apresenta a evolução do consumo total de água no Distrito Federal, em comparação com a evolução da população atendida pelos sistemas de abastecimento, bem como a evolução do número de unidades de consumo (consumidores).

Conforme se observa no Quadro 4.1, em jan/01, os setores residencial, comercial, industrial e público somam, aproximadamente, 548 mil consumidores de água, que são responsáveis pelo consumo de cerca de 12 milhões de metros cúbicos de água nos sistemas de abastecimento público. Esses valores levam a um consumo médio ou específico de cerca de, 22 metros cúbicos por consumidor. Em termos de consumo de diário de água per capita, este foi da ordem de 211 litros por habitante. Em jan/08, o número de consumidores aumentou para 753 mil, isto é, um crescimento médio anual de 4,71%.

Quadro 4.1- Consumo total de água (m³), número de consumidores, população residente (habitantes) e consumo específico mensal (m³/hab.mês).

Período	Consumo (m3)	Consumidor	População (Habitantes)	Consumo específico	Consumo per capita	
					mensal	Diário (l/hab.)
	[1]	[2]	[3]	[(1)/(2)]	[(1)/(3)]	[(1)/(3)]
JAN01	12.022.333	547.869	1.900.399	21,94	6,33	210,87
JUL01	11.075.186	554.999	1.923.704	19,96	5,76	191,91
JAN02	10.787.382	562.454	1.946.829	19,18	5,54	184,70
JUL02	12.099.188	574.383	1.970.234	21,06	6,14	204,70
JAN03	11.840.068	592.787	2.069.094	19,97	5,72	190,74
JUL03	12.394.978	603.719	2.089.615	20,53	5,93	197,72
JAN04	12.275.439	627.059	2.211.505	19,58	5,55	185,02
JUL04	12.070.193	639.521	2.233.615	18,87	5,40	180,13
JAN05	11.949.383	652.874	2.255.244	18,30	5,30	176,62
JUL05	12.629.039	667.647	2.277.258	18,92	5,55	184,86
JAN06	11.962.108	682.369	2.299.666	17,53	5,20	173,39
JUL06	12.503.921	698.186	2.322.474	17,91	5,38	179,46
JAN07	12.541.632	719.418	2.405.155	17,43	5,21	173,82
JUL07	13.361.223	734.640	2.430.781	18,19	5,50	183,22
JAN08	13.079.536	753.072	2.507.118	17,37	5,22	173,90
T.A.C*	1,719%	4,712%	3,905%	-2,859%	-2,104%	-2,104%
JUL08	13.661.940	773.849	2.532.969	17,65	5,39	179,79

*Taxa anual de crescimento.

Já o consumo mensal subiu para 13,08 milhões de metros cúbicos, representando um crescimento médio anual de 1,72%, o que levou a uma redução anual no consumo específico de 2,86%, caindo para 17,6 m³/cons. Em termos de consumo per capita, verifica-se uma redução média anual de 2,1%, caindo para cerca de 180 l/hab.dia. A evolução do consumo urbano de água e do número total de consumidores pode ser mais bem visualizada, graficamente, a partir da Figura 4.1.

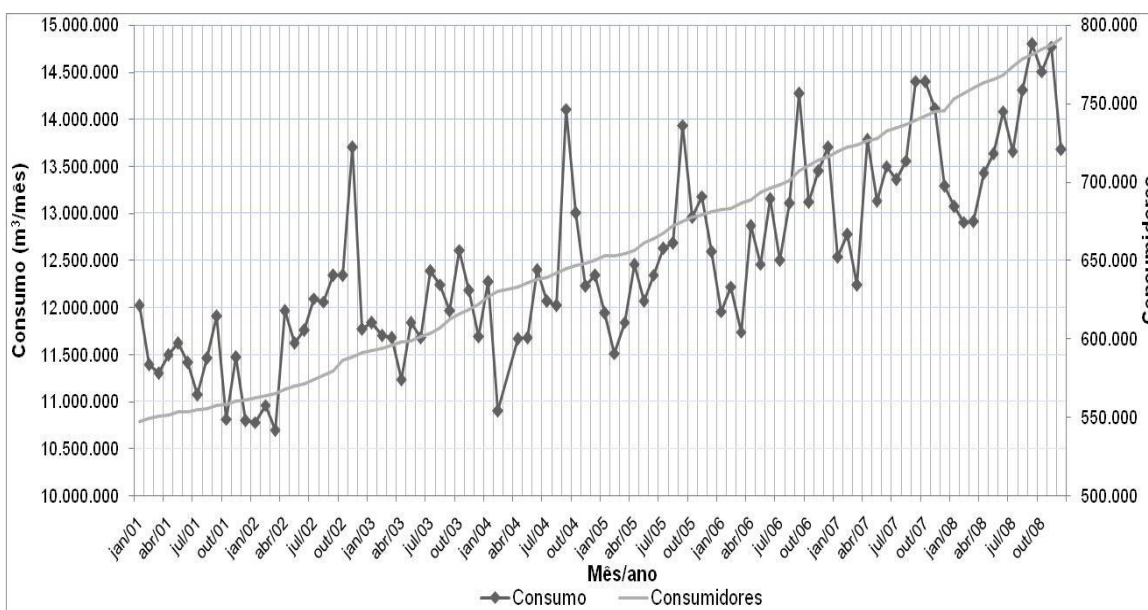


Figura 4.1- Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água no Distrito Federal.

Verifica-se, na Figura 4.1, que o número de consumidores cresce linearmente, ao passo que o consumo sofre variações consideráveis, ao longo do período analisado. As reduções nos índices de consumo global de água do sistema de abastecimento do Distrito Federal podem ser verificadas na Figura 4.2. Nota-se que as flutuações nos índices máximos, médios e mínimos foram significativas ao longo do período analisado.

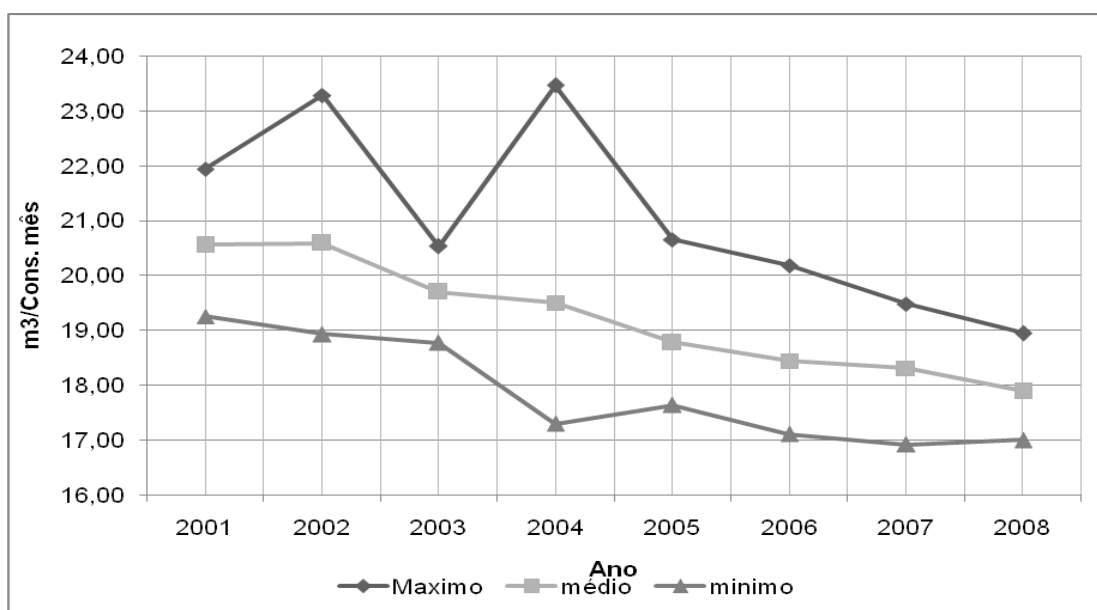


Figura 4.2 - Índices de consumo específico mensal máximo, médio e mínimo de água (m³/cons.mês).

Nota-se, também, que existe uma tendência menos acentuada de crescimento do consumo global de água no Distrito Federal, em comparação ao número de consumidores, o que acarreta a redução nos índices de consumo específico. Um maior detalhamento das variações nos índices de consumo específico mensal está apresentado no Quadro 4.2. As maiores flutuações foram verificadas no ano de 2004, onde o coeficiente de variação foi da ordem de 8,6%, contra um índice médio de 4,90. Entretanto, uma maior estabilidade nos índices de consumo específico de água é verificada nos anos de 2005, 2006 e 2007. Em geral, o índice de consumo específico médio mensal está em torno de 19,2 m³/cons.mês, com um desvio padrão de 0,9 m³/cons. mês, equivalente a um coeficiente de variação de 4,7%.

Quadro 4.2 - Índices máximo, médio e mínimo de consumo específico mensal de água (m³/cons.mês).

Período	Máximo (a)	Médio (b)	Mínimo (c)	Desvio Padrão (d)	Coef. de variação [(d/b)x100]
2001	21,94	20,56	19,25	0,76	3,69%
2002	23,29	20,59	18,93	1,17	5,69%
2003	20,53	19,70	18,78	0,56	2,82%
2004	23,46	19,50	17,30	1,67	8,57%
2005	20,66	18,78	17,63	0,77	4,10%
2006	20,18	18,44	17,11	0,82	4,45%
2007	19,48	18,31	16,91	0,79	4,32%
2008	18,95	17,89	17,00	0,67	3,75%
Média	21,06	19,22	17,86	0,90	4,67%

4.1.1 - A evolução do consumo de água por setor de atividade

Nesta seção, analisa-se o consumo urbano de água por setor de atividade a partir de uma série temporal de dados mensais do sistema de abastecimento público, porém, de forma desagregada. A Figura 4.3 ilustra a participação dos setores residencial, comercial, industrial e público no consumo global de água, compreendendo o período de 2001 a 2008.

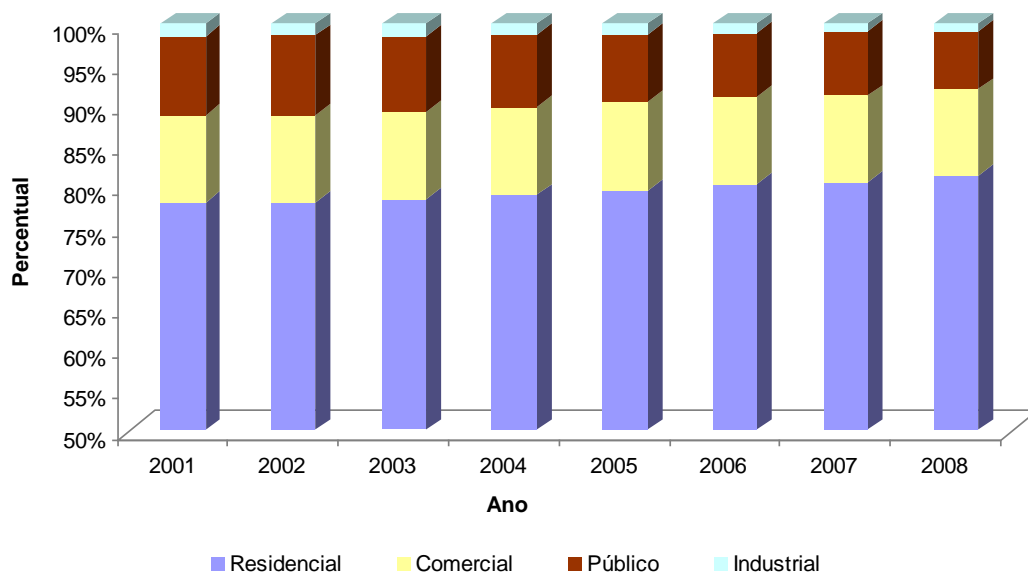


Figura 4.3- Participação relativa das categorias de consumidores no consumo total de água (%).

Conforme ilustrado na Figura 4.3, nota-se que o setor residencial é o maior consumidor de água proveniente dos sistemas de abastecimento. No período analisado, sua contribuição média corresponde a 79,34% do consumo global. A categoria comercial e a pública contribuem, respectivamente, com apenas 10,8% e 8,6% do consumo total de água. A participação da categoria industrial é de apenas 1,26% do consumo total.

Quanto à participação relativa em termos de número de consumidores do sistema de abastecimento urbano, a Figura 4.4 mostra que, em média, 94,17% de todas as unidades de consumo (consumidores individuais) são residenciais. Entretanto, a participação das unidades de consumo comerciais, públicas e industriais é da ordem de apenas 5,28%, 0,31% e 0,24%, respectivamente.

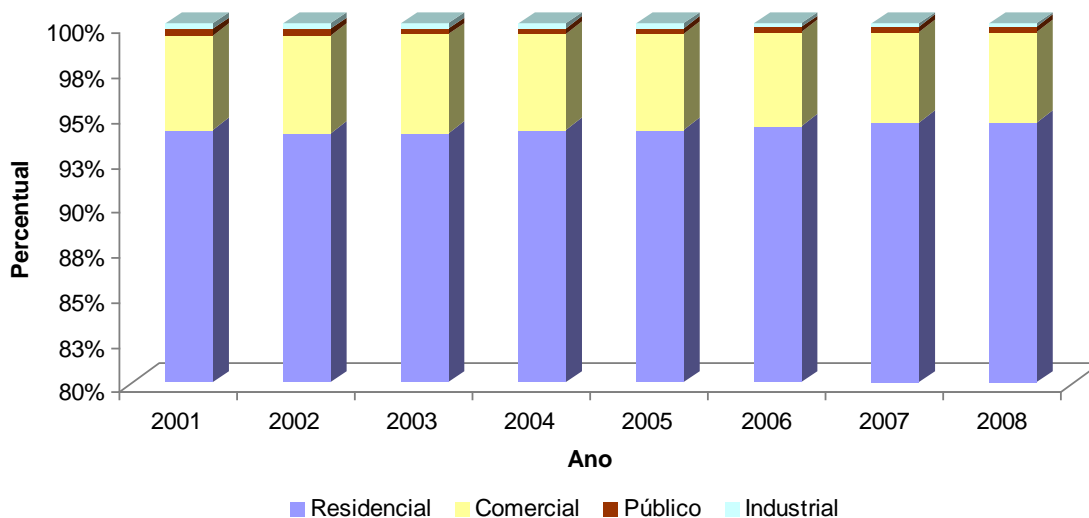


Figura 4.4 - Participação relativa das categorias de consumidores no consumo total de água (%).

Na seqüência analisam-se aspectos importantes do consumo de água da categoria usuária de maior relevância na área de estudo: *a categoria residencial*. Antes disso, caracteriza-se brevemente, para fins de comparação, o perfil do consumo da segunda categoria de maior expressividade no consumo de água urbano: *a categoria comercial*.

4.1.1.1 - Aspectos do consumo de água no setor comercial

O setor comercial é o segundo maior consumidor urbano de água no Distrito Federal. O Quadro 4.3 apresenta maiores informações sobre as características do consumo mensal de água nessa categoria. Verifica-se, portanto, que o consumo específico médio mensal é da ordem de 39 m³/cons. mês, com desvio padrão de 2,40 m³/cons. mês, levando a um coeficiente de variação de 6,14%. Quanto à participação relativa da categoria comercial no consumo total e no número de consumidores, não se verifica variações significativas em relação a ambos.

Apesar do período relativamente curto, verifica-se que existe sazonalidade no consumo de água. Conforme se observa no Quadro 4.3, os dados relativos ao mês de julho são maiores, em geral, do que os de janeiro. Em média, os valores relativos ao trimestre mais chuvoso

do ano (dezembro, janeiro e fevereiro) são cerca de 4,5% menores do que os do trimestre mais seco (junho, julho e agosto).

Quadro 4.3 - Consumo mensal, número de consumidores comerciais, consumo específico e participação relativa do setor comercial no consumo global de água.

Mês	Consumo (m3/mês) (1)	Consumidores (2)	Consumo específico (m3/cons. mês) [(1)/(2)]	P.R. ¹ (%)	P.R. ² (%)
JAN01	1.257.985	28.449	44,22	10,46	5,19
JUL01	1.218.178	29.282	41,60	11,00	5,28
JAN02	1.120.277	29.974	37,37	10,39	5,33
JUL02	1.323.902	31.405	42,16	10,94	5,47
JAN03	1.222.308	32.700	37,38	10,32	5,52
JUL03	1.360.852	32.888	41,38	10,98	5,45
JAN04	1.285.270	34.155	37,63	10,47	5,45
JUL04	1.311.869	34.580	37,94	10,87	5,41
JAN05	1.314.228	35.306	37,22	11,00	5,41
JUL05	1.403.795	35.999	39,00	11,12	5,39
JAN06	1.294.109	36.399	35,55	10,82	5,33
JUL06	1.349.138	36.704	36,76	10,79	5,26
JAN07	1.231.814	36.563	33,69	9,82	5,08
JUL07	1.472.073	37.179	39,59	11,02	5,06
JAN08	1.373.457	38.047	36,10	10,50	5,05
JUL08	1.396.221	38.712	36,07	10,22	5,00
Valor Máximo			44,80	5,53	11,26
Valor médio (a)			39,07	5,29	10,78
Valor Mínimo			32,98	5,00	9,82
Desvio Padrão (b)			2,40	0,16	0,26
Coefficiente de variação [(b/a)x100]			6,14	3,10	2,43

(1): Em relação ao consumo; (2): Em relação aos consumidores.

4.1.1.2 - Aspectos do consumo de água na categoria residencial

Conforme já constatado, a categoria residencial constitui o uso predominante no contexto urbano. Além disso, o gerenciamento do uso da água nessa categoria resulta nas mais controversas decisões do ponto de vista socioeconômico (ARBUES et al., 2003). Essa categoria afeta o meio ambiente de diferentes formas, dificultando a implementação de políticas de governo para o consumo sustentável, tendo em vista o grande número de consumidores, sua dispersão e heterogeneidade (OECD, 2002).

De acordo com Worthington e Hoffmann (2006) a demanda residencial de água é composta de duas modalidades de uso: o uso restrito e uso não-restrito de água. O primeiro é normalmente aquele utilizado para a rega gramados e jardins, piscinas, lavagem de carros e outras formas de limpeza no exterior, mas também pode incluir o uso interior (chuveiros e outros usos de luxo). O segundo é o uso de água destinado às necessidades básicas, tais

como beber, cozinhar e higiene pessoal (incluindo lavagem, tomar banho e vaso sanitário). Dadas suas características, o uso da água restrito é considerado como o mais suscetível a preço e o mais influenciado pelo clima e outros fatores sazonais. Quanto à categoria residencial normal, a Figura 4.5 ilustra a evolução do consumo urbano de água e do número total de consumidores, no período entre janeiro de 2001 e dezembro de 2008.

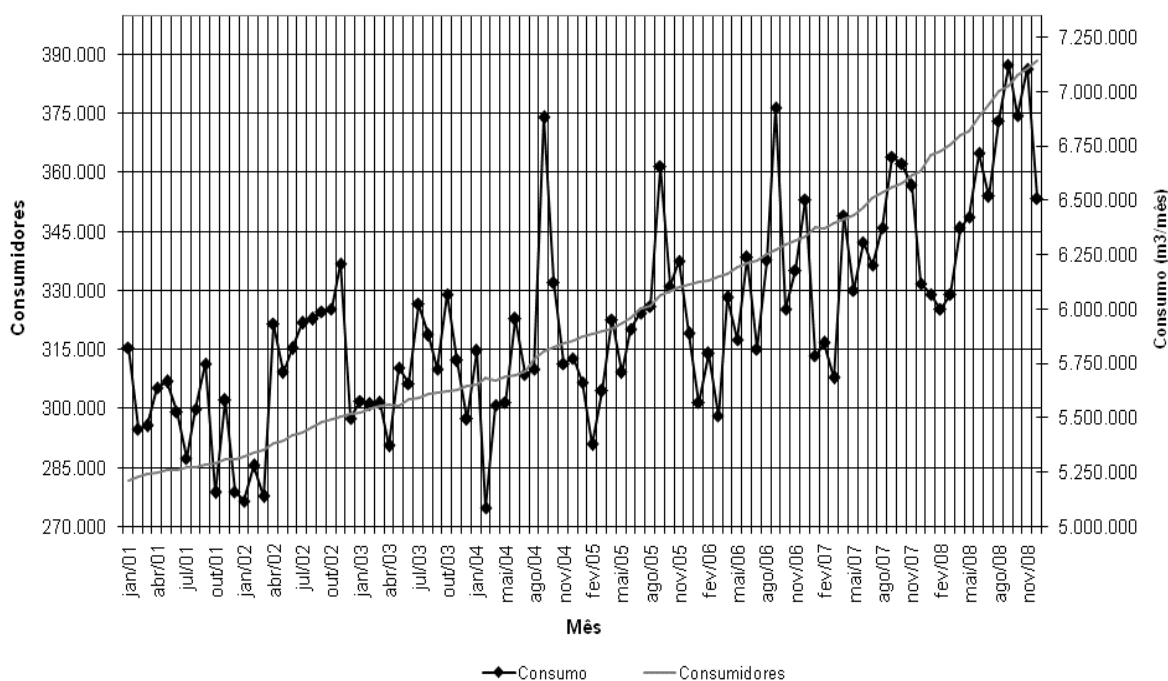


Figura 4.5 - Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água da categoria residencial normal

Na figura 4.5, observa-se que o número de consumidores cresce linearmente, ao passo que o consumo sofre flutuações consideráveis, ao longo do período analisado. Nota-se, também, uma tendência menos acentuada no crescimento do consumo em comparação com o número de consumidores.

Maiores detalhes do perfil do consumo da classe residencial normal e do número de consumidores, assim como sua participação relativa no consumo urbano de água e no total de consumidores, estão sumarizados no Quadro 4.4. Enquanto o consumo de água cresceu a uma taxa anual da ordem de 2,2%, o número de consumidores cresceu a uma taxa anual de 3,5%, reduzindo, assim, o consumo específico de água (m³/cons.mês).

Quadro 4.4 - Consumo mensal, número de consumidores, consumo específico e participação relativa da classe residencial normal no consumo urbano de água.

Mês	Consumo (m ³ /mês) (1)	Consumidores (2)	Consumo específico (m ³ /cons. mês) [(1)/(2)]	P.R. ¹ (%)	P.R. ² (%)
JAN01	281.676	5.822.699	20,67	48,43	51,41
JUL01	285.024	5.315.847	18,65	48,00	51,36
JAN02	287.848	5.118.902	17,78	47,45	51,18
JUL02	294.108	5.937.830	20,19	49,08	51,20
JAN03	299.215	5.578.509	18,64	47,12	50,48
JUL03	302.776	6.023.862	19,90	48,60	50,15
JAN04	306.304	5.808.016	18,96	47,31	48,85
JUL04	309.496	5.699.944	18,42	47,22	48,39
JAN05	318.496	5.664.223	17,78	47,40	48,78
JUL05	325.348	5.984.879	18,40	47,39	48,73
JAN06	332.239	5.571.091	16,77	46,57	48,69
JUL06	337.678	5.818.142	17,23	46,53	48,37
JAN07	346.139	5.785.542	16,71	46,13	48,11
JUL07	353.516	6.202.161	17,54	46,42	48,12
JAN08	364.423	6.069.575	16,66	46,41	48,39
JUL08	377.448	6.518.505	17,27	47,71	48,78
Valor Máximo			21,88	49,56	51,44
Valor médio (a)			18,45	47,50	49,37
Valor Mínimo			16,38	45,31	47,89
Desvio Padrão (b)			1,14	0,88	1,22
Coeficiente de variação [(b/a)x100]			6,19	1,85	2,47

(1): Em relação ao consumo; (2): Em relação aos consumidores.

Também, verifica-se que o consumo específico médio mensal é de, aproximadamente, 18 m³/cons. mês, com desvio padrão de 1,14 m³/cons. mês, levando a um coeficiente de variação de 6,2 %. Quanto à participação relativa da categoria residencial normal no consumo total e no número de consumidores, verifica-se que não existem variações significativas em relação a ambos. Apesar do período relativamente curto, verifica-se que existe sazonalidade no consumo de água. Conforme se observa no Quadro 4.4, os dados relativos ao mês de julho são maiores, em geral, do que os de janeiro. Em média, os valores relativos ao trimestre mais seco (junho, julho e agosto) são cerca de 6% maiores que os do trimestre mais chuvoso do ano (dezembro, janeiro e fevereiro).

Quanto à categoria residencial popular, a Figura 4.6 ilustra a evolução do consumo urbano de água e do número total de consumidores, no período de janeiro de 2001 a dezembro de 2008. Ao contrário da residencial normal, verificam-se nessa categoria menores flutuações no consumo de água e, ainda, uma tendência de crescimento mais acentuada, a uma taxa anual da ordem de 4,08%. O mesmo se observa em relação ao número de consumidores, os quais apresentam uma tendência mais acentuada de crescimento, em comparação com a residencial normal, com uma taxa da ordem de 5,13%.

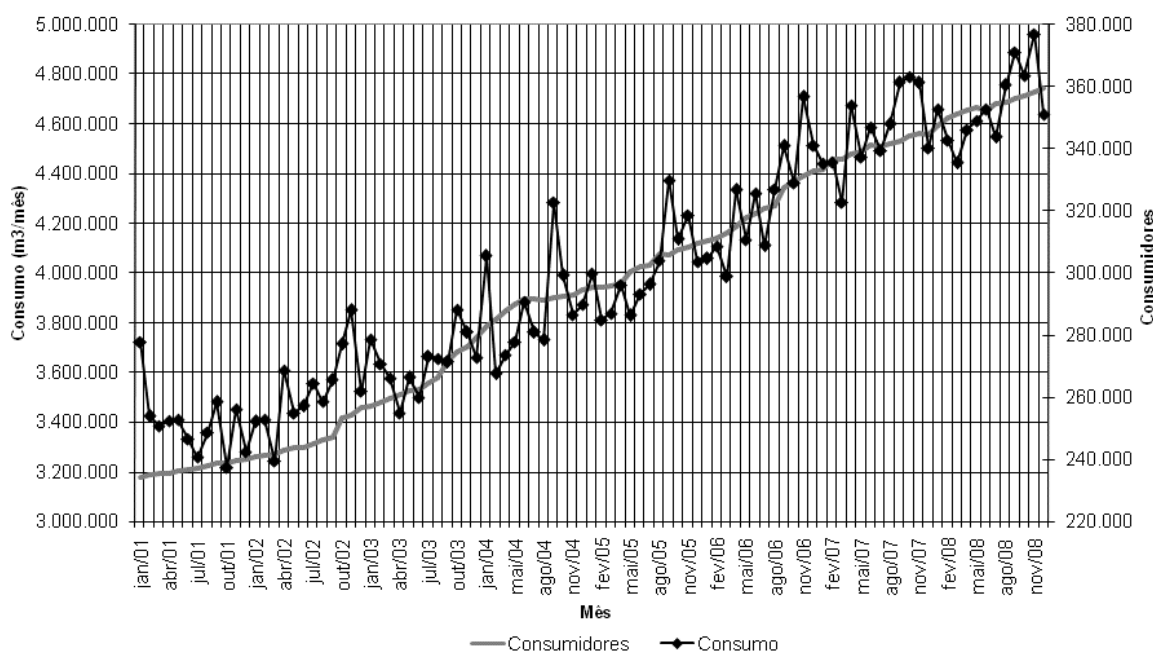


Figura 4.6 - Evolução do consumo urbano total e do número de consumidores de água da categoria residencial popular

Um maior detalhamento do perfil do consumo e do número de consumidores da classe residencial popular está apresentado no Quadro 4.5, além de sua participação relativa no consumo urbano de água e no total de consumidores. Nesta categoria observa-se que o consumo específico médio mensal é de, aproximadamente, $14 \text{ m}^3/\text{cons. mês}$, com desvio padrão de $0,63 \text{ m}^3/\text{cons. Mês}$ e coeficiente de variação de 4,6 %. Quanto à participação relativa da categoria residencial popular no consumo total e no número de consumidores, notam-se discrepâncias em relação a ambos.

Apesar do período relativamente curto, verifica-se que existe sazonalidade no consumo de água. Conforme se observa no Quadro 4.5, os dados relativos ao mês de julho são maiores, em geral, do que os de janeiro. Em média, os valores relativos ao trimestre mais seco (junho, julho e agosto) são apenas 1 % maiores do que os do trimestre mais chuvoso do ano (dezembro, janeiro e fevereiro). Enfim, verifica-se, que a sazonalidade no consumo de água na categoria popular é menos evidente em comparação com a residencial normal.

Quadro 4.5 - Consumo mensal, número de consumidores, consumo específico e participação relativa da classe residencial popular no consumo urbano de água.

Mês	Consumo (m3/mês) (1)	Consumidores (2)	Consumo específico (m3/cons. mês) [(1)/(2)]	P.R. ¹ (%)	P.R. ² (%)
JAN01	234.223	3.723.657	15,90	30,97	42,75
JUL01	237.059	3.257.924	13,74	29,42	42,71
JAN02	240.961	3.401.714	14,12	31,53	42,84
JUL02	245.223	3.555.537	14,50	29,39	42,69
JAN03	257.198	3.733.017	14,51	31,53	43,39
JUL03	264.397	3.662.473	13,85	29,55	43,79
JAN04	282.948	4.068.621	14,38	33,14	45,12
JUL04	291.759	3.760.542	12,89	31,16	45,62
JAN05	295.455	3.997.570	13,53	33,45	45,25
JUL05	302.682	3.954.660	13,07	31,31	45,34
JAN06	310.204	4.058.697	13,08	33,93	45,46
JUL06	320.595	4.110.724	12,82	32,88	45,92
JAN07	333.480	4.439.856	13,31	35,40	46,35
JUL07	340.687	4.494.167	13,19	33,64	46,37
JAN08	347.354	4.658.420	13,41	35,62	46,12
JUL08	354.340	4.546.818	12,83	33,28	45,79
Valor Máximo			15,90	35,62	46,58
Valor médio (a)			13,61	31,86	44,80
Valor Mínimo			12,61	28,10	42,65
Desvio Padrão (b)			0,63	1,81	1,38
Coeficiente de variação [(b/a)x100]			4,65	5,68	3,08

(1): Em relação ao consumo; (2): Em relação aos consumidores.

4.2. A especificação da função de demanda residencial de água

Na seção anterior, caracterizou-se o perfil do consumo residencial de água, evidenciando diferenças entre as duas classes de consumo analisadas (a *residencial normal* e a *residencial popular*). As desproporcionalidades entre consumo de água nas duas classes sugerem a existência de prováveis fatores que, em determinadas circunstâncias, condicionam o uso da água. Nesta seção, a análise realizada, embora fundamental, está longe de ser exaustiva e permite apenas a caracterização da estrutura da demanda residencial de água, examinando os fatores endógenos e exógenos que, de uma forma ou de outra, determinam o uso residencial de água. Conforme já mencionado, a derivação da função da demanda de água constitui uma etapa da implementação dos procedimentos de valoração econômica formulados no Capítulo 3 (Metodologia).

Entre os fatores que possivelmente explicam a demanda de água de uma dada região ou setor de atividade, destacam-se os de natureza econômica, sócioeconômica, demográficos, política, geográfica, climática e cultural. Normalmente, não se dispõem de uma série temporal desses fatores em nível micro, ou seja, com o maior nível de desagregação possível.

Assim, a utilização de dados, exclusivamente, de séries temporais pode ser um limitante para a compatibilidade de dados de consumo com uma dada região ou grupo de consumidores, num determinado período de tempo.

A análise da demanda de água a partir de séries temporais, diferentemente da análise que utiliza dados de corte transversal (*cross-section*) de consumidores ou localidades, não captura características socioeconômicas relevantes de diferentes grupos de consumidores (renda individual, composição da residência e hábitos de uso da água, por exemplo). Além disso, os parâmetros estimados a partir de dados *cross-section* fornecem estimativas mais realísticas acerca das respostas da demanda face às variações de seus fatores condicionantes.

ARBUÉS et al. (2003) aponta que a utilização de séries temporais na análise da demanda deve ser realizada com cautela. Como os dados, muitas vezes, referem-se a séries temporais curtas, ocorrem poucas variações no preço da água. O autor citado destaca, também, que a combinação de dados de séries temporais com dados de corte transversal para compor dados de *painel* apresenta algumas vantagens.

Tendo em vista a limitação e a compatibilidade de dados e, ainda, considerando apenas a dimensão temporal, a análise das variáveis determinantes da demanda residencial de água restringiu-se, apenas, àquelas de natureza econômica, socioeconômica e climática. Conforme definido no Capítulo 3 (Metodologia) as variáveis explicativas da demanda de água são: o preço marginal, *PMg*, a diferença intramarginal, *DI*, o índice climático, *IC*, e índice de emprego, *IE*, como *proxy* de renda do consumidor de água.

O comportamento da demanda residencial de água nas duas categorias analisadas é observado a partir das propriedades dos parâmetros estimados para as variáveis explicativas. As estimativas dos parâmetros da equação (3.9) estão apresentadas nas equações (4.1) e 4.2, respectivamente, para as categorias normal e popular. Os coeficientes foram determinados a partir das equações simultâneas (3.10), (3.11) e (3.12), utilizando a análise de regressão pelo método de mínimos quadrados de dois estágios (MQ2E). Em cada equação destacam-se os coeficientes *t* de cada variável explicativa, assim como seus valores *p* e o FIV.

- Categoria normal

$$Q_t^d = 2,378 - 0,185 \ln \tilde{P}mg_t + 0,542 \ln IE_t + 0,0681 \ln IC_t + 0,0650 \ln DI_t \quad (4.1)$$

$t =$	(8,51)	(-2,871)	(7,23)	(2,55)	(4,21)
valor $p =$	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,01)	(0,00)
FIV =		(2,56)	(3,73)	(1,41)	(2,28)
	N=95	$R^2(\text{ajustado}) = 0,75$	$F = 67,41$	$d = 2,20$	

- Categoria popular:

$$Q_t^d = 0,911 - 0,150 \ln \tilde{P}mg_t + 0,849 \ln IE_t + 0,0401 \ln IC_t + 0,0593 \ln DI_t \quad (4.2)$$

$t =$	(1,972)	(-1,76)	(15,37)	(1,13)	(4,89)
valor $p =$	(0,05)	(0,08)	(0,00)	(0,06)	(0,00)
FIV =		(1,46)	(4,65)	(1,07)	(5,13)
	N=95	$R^2(\text{ajustado}) = 0,92$	$F = 257,52$	$d = 1,83$	

Nas categorias normal e popular, as variáveis selecionadas explicam 75% e 92% da evolução do consumo de água, respectivamente. Para reforçar a relevância das variáveis explicativas, a estatística F evidencia que o conjunto das variáveis utilizadas no modelo foi significativo a 5% de probabilidade, em ambas as categorias. Os valores de FIV de cada uma das variáveis explicativas foram inferiores a 10, evidenciando certa colinearidade entre as variáveis explicativas. Em ambas as categorias o teste d de Durbin-Watson não rejeita a hipótese de ausência de autocorrelação positiva e/ou negativa a 5% de probabilidade.

Por outro lado, a elasticidade-preço marginal menor que um, em módulo, indica que o aumento no preço marginal reduz a quantidade numa proporção menor que a variação no preço, caracterizando uma demanda inelástica. Tal aspecto certamente se deve à essencialidade do bem. O primeiro ponto a ser observado é que as elasticidades-preço em relação aos dois subgrupos apresentam uma diferença pequena em sua magnitude. Isso significa que ambos os grupos reagem de maneira semelhante aos aumentos na tarifa da água. A elasticidade preço da demanda na categoria normal, da ordem de 0,18 é significativa para valores p inferiores a 5% de probabilidade. Contudo, na categoria residencial popular, a

elasticidade preço da demanda igual a 0,15 é significativa somente para valores p superiores a 5% de probabilidade.

Na classe popular, a elasticidade estimada em torno de 0,15 indica que um aumento de 1% no preço marginal da água resulta numa diminuição de apenas 0,15% da demanda total. Na classe residencial normal, a elasticidade estimada em torno de 0,18 indica que um aumento de 1% no preço marginal da água resulta numa diminuição da ordem de 0,18% da demanda. Contudo, comportamento divergente da demanda de água foi constatado em estudo realizado em 2004, no âmbito do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (DAE, 2004). Ao analisar a estrutura da demanda de água entre municípios com níveis de renda distintos, o referido estudo observa um valor ligeiramente superior (em valor absoluto) da elasticidade-preço da demanda do grupo de municípios de baixa renda em relação aos municípios mais ricos (- 0,35 e - 0,32, respectivamente).

De maneira similar, ANDRADE et al. (1995) ao especificar funções de demanda doméstica de água, considerando diferentes classes de renda dos consumidores²⁰, observa que o nível de renda mensal do usuário condiciona a uma reação maior ou menor frente ao aumento do marginal. O referido autor constatou que, em classes de baixa renda (até dois salários mínimos), a diminuição da quantidade é proporcionalmente maior (igual a -0,62) do que a redução observada em outras classes de renda; -0,21 (acima de dez salários), -0,16 (de dois a dez salários) e -0,22 (classe de renda geral).

Nesse caso, tal comportamento é explicado pela restrição imposta pela conta de água no orçamento das famílias de baixa renda. Contrariando os resultados de estudos similares, verificou-se um valor ligeiramente superior (em valor absoluto) da elasticidade-preço da demanda da classe normal (renda superior a categoria popular). Ocorre que na área de estudo, o regime tarifário é diferenciado em ambas as categorias. Tal característica pode explicar um impacto maior da conta de água no orçamento dos usuários da categoria normal.

Por outro lado, nas duas classes analisadas a resposta da demanda de água está condicionada ao nível de emprego da população urbana, em maior ou menor grau, em ambas as cate-

²⁰ Para os resultados das elasticidades-preço da demanda obtidos por ANDRADE et al. (1995), considerando distintas classes de renda, ver Tabela 2.3 do Capítulo 2 (Referencial Teórico).

gorias de usuários analisadas. No caso dos usuários da categoria residencial popular (classificada como baixa renda), o aumento da quantidade demandada é proporcionalmente maior que o aumento observado na categoria residencial normal (classificada como de renda média a alta). Esse aspecto revela que existe uma demanda reprimida para a classe residencial popular.

A elasticidade da demanda de água em relação à diferença intramarginal é positiva e menor que um, nas duas categorias avaliadas. Como já interpretado, no Capítulo 2, um valor positivo para a elasticidade-diferença indica que o consumidor está pagando um valor de conta inferior ao que ele pagaria se ela fosse cobrada ao preço marginal. Assim, o valor para a elasticidade-diferença reflete o efeito subsídio implícito na estrutura tarifária, neste caso, para consumos superiores a 10 m³ ($b_2= 11$ a 15 m³, $b_3=16$ a 25 m³, $b_4=26$ a 35 m³, $b_5=36$ a 50 m³, $b_6=51$ a 70 m³, $b_7=71$ a 100 m³ e $b_8 >100$ m³).

Em ambas as categorias avaliadas, os parâmetros da variável diferença forma significativos para valores p inferiores a 5% de probabilidade, com valores de elasticidade-diferença iguais a 0,065, na categoria residencial normal e 0,059 na categoria residencial popular. Em ambas as categorias, o efeito renda ao passar de um bloco de consumo para outro determina o consumo de água nas duas classes de usuários. Assim, políticas com o propósito de estimular seu consumo será eficaz, tendo em vista que os usuários estão se beneficiando de um subsídio.

As elasticidades-renda da demanda de água são da ordem de 0,54 e 0,85, nas classes de consumo residencial normal e popular, respectivamente, foram altamente significativas para valores p inferiores a 5%. Assim, um aumento de 1% do nível de emprego da população urbana da área de estudo (expressa aqui pelo índice de emprego), por exemplo, implica num aumento de aproximadamente 0,54% no consumo de água na categoria residencial normal. Já na categoria popular, um incremento de 1% no nível de emprego da população urbana aumenta o consumo em torno de 0,85%. Na classe normal, em particular, o valor estimado aproxima-se daqueles obtidos em países desenvolvidos, com destaque para as elasticidades-renda encontradas, recentemente, por García-Valiñas (2005), 0,58, Williams e Suh (1986), 0,64 a 0,77, Nauges e Thomas (2003), 0,51, Schleich e Hillenbrand (2009),

0.355 e 0.457²¹. Tendo em vista que a água é bem normal, seu consumo é proporcionalmente menor com o aumento da renda do consumidor. Notavelmente, os valores encontrados reforçam que a elasticidade-renda diminui quando o nível de renda do usuário de água aumenta, observando-se um incremento em sua magnitude de cerca de 57% na categoria popular, em relação à categoria normal.

Quanto à influência do clima no consumo de água, constata-se que a categoria residencial normal exibe uma elasticidade da demanda em relação à sazonalidade igual a 0,07, com valor p do coeficiente t significativo a 5%. Como a variável reflete a influência da interação multiplicativa entre a temperatura e a ausência de eventos de chuva na demanda de água, tal resultado era esperado. Isso porque a categoria normal compreende usuários de renda média a alta, exibindo um padrão maior de consumo de água no exterior das residências. Já a categoria popular reage menos às variações sazonais inerentes a área de estudo (variação de apenas 0,04, significativa para valores de p superiores a 5%). Nessa categoria, a sazonalidade praticamente não influencia o consumo de água. É importante destacar que medidas dos efeitos da sazonalidade no comportamento da demanda, considerando classes distintas de usuários, podem favorecer políticas de conservação da água.

4.3 - Considerações sobre o capítulo

De modo geral, os coeficientes estimados por MQ2E usando um modelo *log-log* foram coerentes com aqueles encontrados em experiências empíricas, relatadas na literatura sobre demanda de água. A demanda de água na área de estudo mostrou-se bastante inelástica tanto para a categoria residencial normal quanto para a residencial popular. Apesar da pequena diferença na magnitude dos valores de elasticidade entre ambas as categorias, as estimativas sugerem que categoria residencial normal reage muito mais às políticas de precificação da água, tendo em vista que é menos inelástica às variações nos preços.

A robustez dos resultados encontrados, utilizando forma funcional *log-log*, indica que a endogeneidade na variável preço da água (preço marginal) foi eliminada por meio do mé-

²¹ As estimativas de elasticidade-renda referentes às experiências supracitadas estão registradas na literatura empírica sobre demanda de água que está sumarizada na Tabela 2.3 do Capítulo 2 (Referencial Teórico).

todo adotado (MQ2E). Assim, as variáveis selecionadas para explicar a demanda de água podem auxiliar sua avaliação em relação aos impactos de mudanças econômicas e das condições ambientais e sociais.

A magnitude dos parâmetros estimados para o modelo de demanda de água na área de estudo, que refletem o grau de influência de seus fatores determinantes, explicam as desproporcionalidades apontadas entre consumo de água nas duas classes de usuários analisadas. Para corroborar os resultados, seria interessante realizar pesquisas com dados desagregados em escala espacial, ao invés de dados apenas na escala temporal e em nível agregado. Sob essa ótica, seria possível uma percepção mais profunda acerca da relação entre o consumo de água e padrões de idade, hábitos de uso da água, renda individual, assim como de outras questões sócioeconômicas e fatores comportamentais.

Como a quantidade demandada na categoria popular reage menos a alterações dos preços (isto é, a demanda é mais inelástica), em comparação com a categoria normal, reforçam-se as expectativas de que para determinados usos básicos a demanda é muito rígida. Entretanto, na medida em que aumentam os usos não essenciais (tais como, lavagens, fontes e piscinas e rega de jardins), característica que pode ser presumida para a categoria normal, a demanda torna-se menos inelástica a preço. No sentido mais amplo, o fato da demanda por água apresentar-se muito inelástica em relação a preço, sugere que os consumidores da área de abrangência do estudo serão bastante afetados por alterações no serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica. Como na categoria popular a demanda é mais inelástica em relação a preço, em comparação com categoria normal, os usuários dessa classe deverão sofrer maiores impactos, em termos de perda dos benefícios, com a degradação da qualidade hídrica dos mananciais.

5. - ANÁLISE DOS IMPACTOS DA QUALIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE ÁGUA NO DISTRITO FEDERAL

A produção de água potável está estreitamente ligada à qualidade da água bruta. Dada a sua natureza, esse insumo ambiental é bastante vulnerável aos padrões de uso e ocupação da terra a montante. Segundo De Groot et al. (2002) a oferta de água constitui-se na purificação, retenção e estocagem da água na forma de fluxos em rios e aquíferos. Em particular, a oferta de água na bacia hidrográfica depende do papel da cobertura florestal no ciclo hidrológico na capacidade de armazenamento e na manutenção dos fluxos sazonais e, em especial, na purificação da água. Em geral, os serviços ecossistêmicos associados ao fornecimento de qualidade hídrica atendem atividades de uso consuntivo de água (residencial, agrícola e industrial).

É consensual adotar a turbidez para mensurar a qualidade da água bruta superficial. Esse parâmetro é uma medida do nível de sedimentos na água, os quais são transportados por escoamento superficial de áreas cultivadas, pastagens e florestas. As descargas de sedimentos são a maior fonte de poluição dos corpos de água, contribuindo com cerca de, 98 % do total sólidos em suspensão, 52% da DBO5, 88% do nitrogênio total e 86 % do de fósforo total (GIANESSI e PESKIN, 1981).

A agricultura é a maior fonte de sedimentos relacionada com descargas de nutrientes, onde o cultivo contribui com 30% dos sólidos totais em suspensão. Também os sedimentos carregam partículas de pesticidas neles adsorvidas (KENIMER et al., 1989;. GIANESSI e PESKIN, 1981). O uso da turbidez é bastante difundido em modelos que buscam capturar os efeitos da qualidade hídrica sobre, visando capturar seus efeitos sobre o custo em plantas de tratamento de água (FORSTER et al., 1987; HOLMES, 1988; DEARMONT et al., 1998; MURRAY e FORSTER, 2001). Elsin et al. (2010) utilizou esse parâmetro para determinar os benefícios do serviço ecossistêmico de oferta de água na bacia *River Neuse*, nos Estados Unidos.

Nos últimos anos, verificou-se a transformação acelerada e intensa dos ecossistemas em virtude do aumento das taxas de crescimento populacional e de consumo. Embora essas mudanças tenham contribuído substancialmente para o bem-estar humano, existe uma co-

nexão entre os benefícios gerados e os custos derivados da deterioração da qualidade e da quantidade de muitos serviços ecossistêmicos.

A acelerada degradação dos ecossistemas origina principalmente da falta de mecanismos eficientes de preços para os serviços que eles fornecem. Nas decisões de uso da terra, o valor de uso direto dos recursos (por exemplo, exploração madeireira e agricultura) parece transcender a noção do valor da conservação. Isso decorre da falta de informações adequadas e precisas da magnitude do valor dos benefícios associados aos serviços ambientais.

Conforme já mencionado na metodologia apresentada anteriormente (capítulo 3), antes da determinação do custo social da degradação do serviço ambiental de oferta de água purificada naturalmente, avaliou-se os efeitos da qualidade do insumo ambiental nos custos de produção em sistemas produtores/bacias de captação. Para tanto, foram selecionadas seis bacias de captação que integram três grandes sistemas produtores utilizados pela CAESB para o suprimento de água no Distrito Federal. São selecionadas e codificadas as bacias Cabeça do Veado (CV) e Cachoeirinha (CH), que integram o Sistema Torto e Santa Maria, as bacias Paranoazinho (PZ), Córrego Quinze (QZ), Contagem (CON) e Corguinho (COR), que integram o Sistema Sobradinho e Planaltina e as bacias Capão da Onça (CO) e Barrocão (BA), que constituem o Sistema Brazlândia.

Para conciliar os dados de vazão das bacias analisadas com os dados de quantidade de água tratada e de custo de tratamento, agregaram-se os sistemas Contagem e Corguinho (CON-COR) e Capão da Onça e Barrocão (CO-BA). Considerando-se dados de séries temporais de janeiro de 2003 a dezembro de 2010, o sistema CON-COR está interligado através de duas UTS e uma ETA. No período de janeiro de 2003 a setembro de 2004, as bacias CON-COR integravam duas unidades de tratamento (UTS_1 e UTS_2), onde a UTS_2 recebia a captação de CO, tratando uma parcela de sua vazão, enquanto a outra era tratada pela UTS_1 , responsável pela captação de COR. Além do tratamento de parte da vazão da UTS_2 (Contagem), a UTS_1 tratava, em quase todo esse período, apenas parte da captação de COR, enquanto a parcela restante era tratada por uma ETA. Essa última unidade de tratamento era responsável também pela captação e tratamento de outro sistema, o Mestre D'Armas. De um lado, a ETA tratava a vazão de COR, variando amplamente longo do período estudado (janeiro de 2003 a dezembro de 2010), de outro, ela tratava Mestre D'Armas, porém, somente em alguns meses do período analisado.

Para efeitos de análise, excluiu-se o mês onde a vazão de Mestre D'Armas é expressiva em comparação parcela da vazão de COR tratada na ETA (acima de 9%), ou àquele onde a parcela de COR é inferior a 11% da captação de Mestre d'Armas. Durante o período de outubro de 2004 a dezembro de 2010, com a desativação da UTS₂, a UTS₁ contribui com o tratamento da captação integral de CON. Já os sistemas CV, CH e PZ foram analisados individualmente, onde as bacias CV e CH estão associadas a uma ETA em particular, enquanto PZ está associada a UTS. Maiores detalhes sobre os sistemas selecionados estão apresentados no decorrer das etapas que compõem este capítulo.

5.1 – O comportamento da qualidade do insumo ambiental nas bacias selecionadas

Na medida do possível, buscou-se harmonizar dados mensais de custo de tratamento na unidade operacional (ETA e UTS) com dados mensais do insumo ambiental, representativo da qualidade hídrica. Admitiu-se, então, a vazão de contribuição para a captação como uma *proxy* para o parâmetro turbidez, procurando evidenciar o relacionamento positivo entre ambas as variáveis. Para isso, analisa-se descritivamente e resumidamente, o comportamento das variáveis “vazão específica” e “turbidez”, comparando-se a evolução temporal de ambas as variáveis nos seis sistemas de captação estudados.

Como não se pretende estabelecer uma análise comparativa entre os sistemas estudados, mas uma relação de causa e efeito entre variáveis “vazão específica” e “turbidez”, seus valores absolutos são plotados nas figuras 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6. Destaca-se que, em alguns casos, são plotados os índices adimensionais de “vazão específica” *versus* “turbidez”. Ainda nesse contexto, a análise é feita com auxílio de análise de correlação, para verificar hipóteses a respeito do relacionamento entre ambas as variáveis (APÊNDICE I).

A análise de correlação é utilizada para verificar a hipótese de correlação positiva entre vazão específica e turbidez, nas bacias de captação sujeitas a diferentes regimes de uso e ocupação da terra. Conforme indica a estatística básica, a correlação linear entre ambas as variáveis podem ser avaliadas facilmente através de um coeficiente, denominado coeficiente de correlação. Sua interpretação é simples e a significância estatística do valor obtido

pode ser avaliada através do valor-t. A confirmação de tal hipótese sugere que vazão específica pode ser utilizada como *proxy* para turbidez

5.1.1- Cabeça do Veado

O sistema de captação do córrego cabeça do veado é composto por quatro barragens de captação, responsáveis pelo abastecimento de parte do Lago Sul. A bacia do Cabeça do Veado encontra-se integralmente em unidades de conservação (cerrado preservado). Essas áreas abrangem a APA Gama e Cabeça de Veado, a Estação Ecológica do jardim Botânico e a APA do Planalto Central (CAESB/PHIPP, 2005). As figuras 5.1a, 5.1b, 5.1c e 5.1d ilustram o comportamento da turbidez e das vazões que contribuem para as áreas de drenagem de captação de água bruta dos pontos CV₁, CV₂, CV₃ e CV₄, respectivamente.

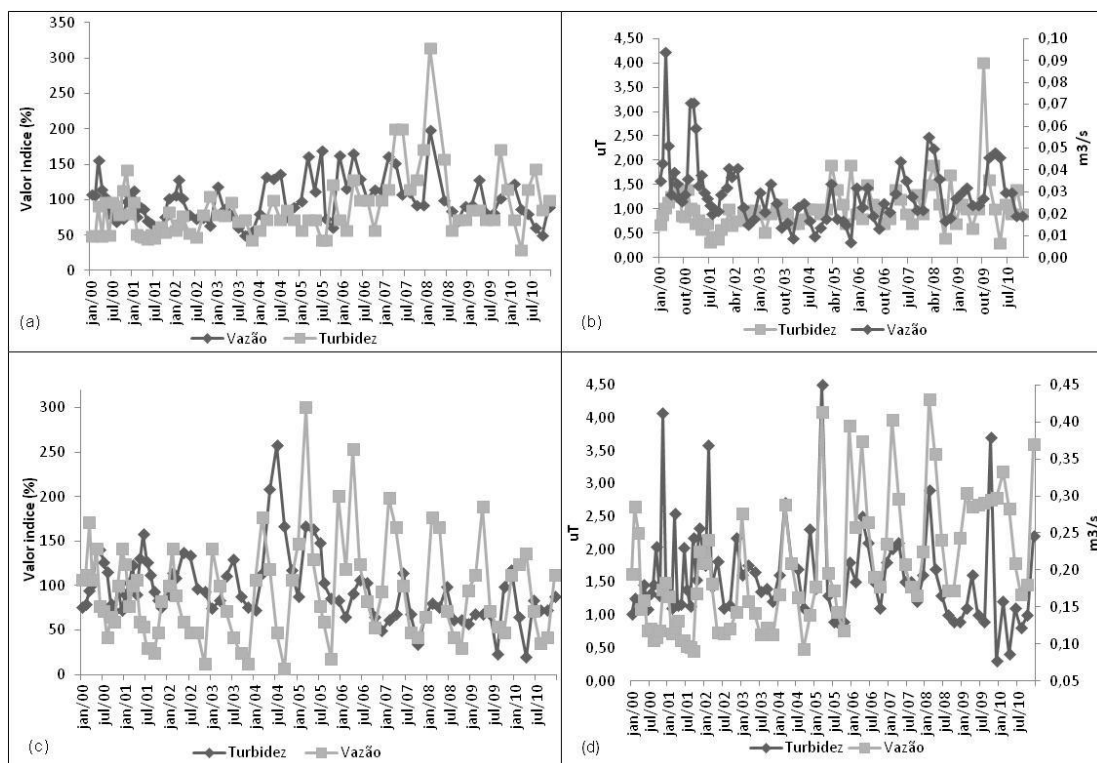


Figura 5.1 – Evolução do comportamento da vazão, em m³/s e %, e da turbidez, em uT e %, nas quatro captações do Cabeça do Veado.

As captações que constituem o sistema produtor CV abrangem áreas de drenagem de 8,7 km², 4,86 km², 1,88 km² e 19,74 km², respectivamente. Consideração à parte merece a captação CV₄, receptora das perdas nas captações de CV₁, CV₂, CV₃ (cerca 79% da vazão captada). Por conseguinte, a contribuição da área de drenagem de CV₄ juntamente com as per-

das de CV₁, CV₂, CV₃ constitui a vazão que contribui efetivamente para a captação do Cabeça do Veado (CAESB/DP/PHI, 2010). A Figura 5.1 ilustra um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez, verificando-se grandes oscilações entre os períodos seco e chuvoso. Observa-se, portanto, no período seco (abril, maio, junho, julho, agosto e setembro) a diminuição da vazão e subsequente diminuição da turbidez. Em contrapartida, no período chuvoso (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março), observa o aumento da vazão e subsequente aumento da turbidez.

Particularmente, a dispersão dos dados de turbidez em função da contribuição da área de drenagem de CV₄ (APÊNDICE I) indica que o aumento de 1m³/s na vazão provoca um aumento de 4,1uT. O grau de correlação entre as duas variáveis (coeficiente de correlação r) é da ordem de 0,48, significativo a 1% de probabilidade, levando a um coeficiente de determinação, r², de 0,23, indicando que 23% das variações da turbidez da captação CV₄ são explicadas pela vazão de contribuição de sua área de drenagem.

Tendo em vista que a vazão e a turbidez estão significativamente relacionadas de maneira positiva, tomou-se a vazão como uma proxy de turbidez. Por outro lado, o processo de tratamento da água está funcionalmente relacionado a qualidade do insumo (água bruta), onde determinados níveis turbidez podem interferir nos níveis de tratamento e, conseqüentemente, nos seus custos. Desse modo, seria interessante avaliar a influência da sazonalidade nos custos de tratamento desse sistema.

5.1.2 – Cachoeirinha

A bacia hidrográfica da captação do Córrego Cachoeirinha possui área de drenagem de 12,14 Km² (CAESB/DP/PHI, 2010). Esse sistema é responsável por parte do abastecimento da cidade de Paranoá. Quanto ao uso e ocupação da terra, a bacia abrange áreas urbanas, de reflorestamento e agrícola. A bacia de captação de cachoeirinha abriga, ainda, uma unidade de conservação; a APA São Bartolomeu. A Figura 5.2 representam o comportamento da turbidez e da vazão que contribui para a área de drenagem de captação de água bruta do Cachoeirinha.

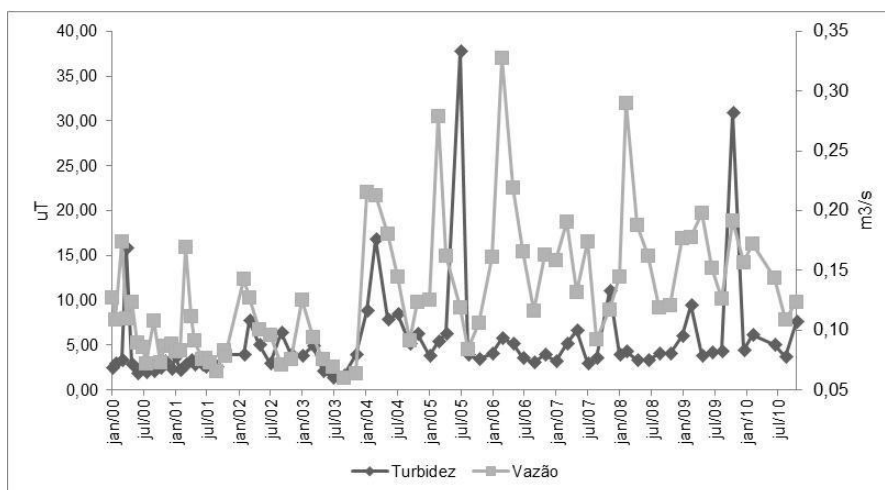


Figura 5.2 – Evolução do comportamento da vazão, em m³/s, e da turbidez, em uT, na captação do Cachoeirinha.

De maneira similar ao Cabeça do Veado, observa-se na Figura 5.2 um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez. A dispersão dos dados de turbidez em função da contribuição da área de drenagem de CH (APÊNDICE I) indica que o aumento de 1m³/s na vazão de contribuição para a captação provoca um aumento de 14,3uT. O grau de correlação entre as duas variáveis (coeficiente de correlação r) é da ordem de 0,44, significativo a 1% de probabilidade, levando a um coeficiente de determinação, r², de 0, 19. Em outras palavras, significa que, aproximadamente, 20% das variações na turbidez podem ser explicadas pela regressão linear, ou seja, pelas variações na vazão.

A baixa correlação entre as duas variáveis é motivo para se acreditar que existem fatores (controláveis e incontroláveis) condicionando o comportamento de ambas as variáveis. Sem a pretensão de identificar outros fatores que afetam as variáveis em questão, adotou-se a vazão de contribuição para captação como uma *proxy* de turbidez, já que ambas estão significativamente correlacionadas (probabilidade de 0,0001). Tendo em vista as características de uso da terra (agrícola e reflorestamento), seria interessante avaliar a influência da sazonalidade nos custos de tratamento desse sistema.

5.1.3- Capão da Onça e Barroco

A bacia hidrográfica do córrego capão da onça possui uma área de drenagem de 6,19 Km², ocupada principalmente por áreas de reflorestamento, seguida de áreas de cerrado e de

parcelas de uso agrícola. O sistema CO é responsável pelo abastecimento da cidade de Brazlândia. Essa bacia de captação apresenta quase toda sua extensão dentro de unidade de conservação, a Floresta Nacional de Brasília, abrangendo, também, a APA do Descoberto. A bacia do correjo barrocão abrange a bacia do capão da onça, perfazendo uma área drenagem de 9,66 Km². Essa bacia é ocupada basicamente por áreas de reflorestamento e de uso agrícola, além de integrar a Floresta Nacional de Brasília e a APA do Descoberto. Juntamente com o sistema capão da onça o Barrocão abastece a cidade de Brazlândia. A Figura 5.3 representa o comportamento da turbidez e da vazão que contribui para as áreas de drenagem das captações de água bruta dos sistemas do BA e do CO.

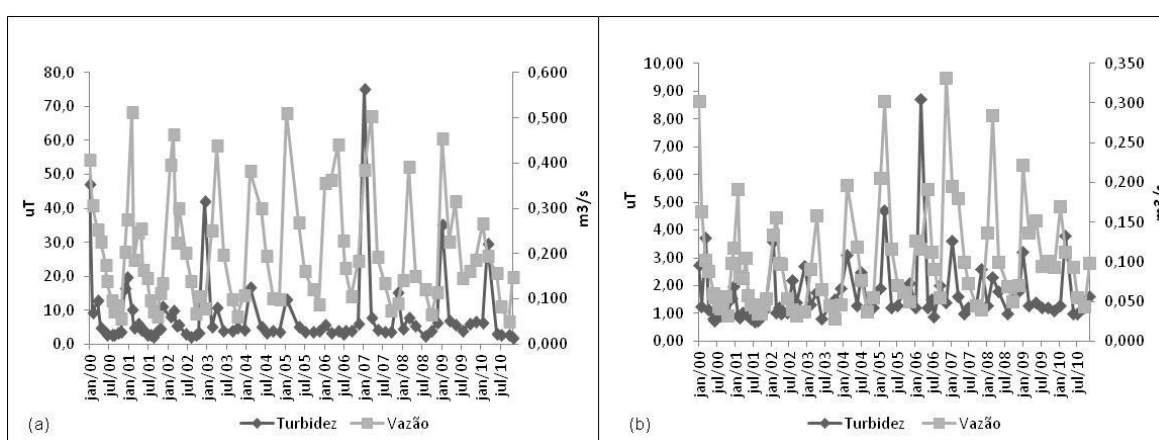


Figura 5.3 – Evolução do comportamento da vazão, em m³/s, e da turbidez, em uT, nas captações do Barrocão e do Capão da Onça, respectivamente.

Na Figura 5.1, notam-se grandes flutuações nos níveis de vazão e de turbidez entre os períodos considerados (seco e chuvoso). Entretanto, no sistema Capão da Onça, ilustrado na Figura 5.3b, observam-se flutuações mais realçadas da vazão e turbidez. Tal característica provavelmente se deve às características de uso da terra nessa bacia (áreas agrícolas e de reflorestamento). Conforme ilustrado na figura 5.3a, o Barrocão exibe flutuações mais discretas nos níveis de turbidez em comparação com Capão da Onça, apesar de características bastante similares entre elas. Provavelmente, tal comportamento se deve ao fato dessa bacia integrar importantes extensões de áreas protegidas. O comportamento dessas variáveis sugere a avaliação da sazonalidade dos custos de oferta de água potável nesses sistemas.

De maneira similar ao cachoeirinha, observam-se nas figura 5.2a e 5.2b um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez. A dispersão dos dados de turbidez em função da vazão de contribuição da área de drenagem das bacias do BA e CO (APÊNDICE I)

indica que, o aumento de $1\text{m}^3/\text{s}$ na vazão de contribuição para a captação provoca um aumento da turbidez de $15,3\text{uT}$ e $5,54\text{uT}$, respectivamente. O grau de correlação entre as duas variáveis nos sistemas BA e CO é da ordem de $0,50$ e $0,33$, respectivamente, significativos a 1% de probabilidade. Os coeficientes de determinação apontam que 25% e 11% das variações na turbidez podem ser explicadas pela vazão, em BA e CO, respectivamente. Mais uma vez, a baixa correlação entre as duas variáveis sugerem a existência de outros fatores que condicionam o comportamento de ambas as variáveis.

5.1.4 – Paranoazinho

A bacia do Córrego Paranoazinho à montante da captação possui área de drenagem de $3,60\text{Km}^2$, apresentando grande parte de sua extensão dentro do Parque Nacional de Brasília, além de abranger a APA do Cafuringa, a Reserva Biológica da Contagem e a APA do Planalto Central. Atualmente, o avanço da urbanização exatamente na linha do divisor de água configura um risco potencial à captação do manancial (PHIH-CAESB, 2010). A Figura 5.4 representam o comportamento da turbidez e da vazão que contribui para a área de drenagem de captação de água bruta do Paranoazinho.

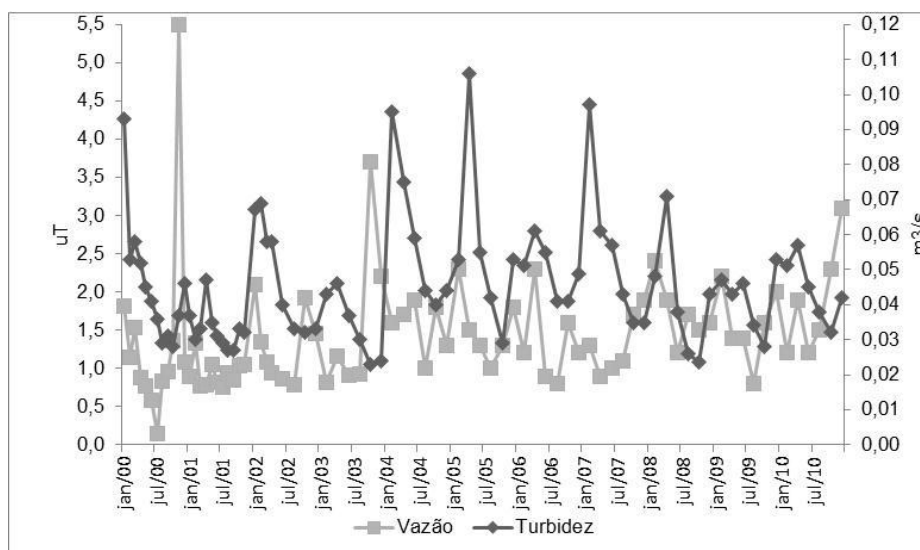


Figura 5.4 – Evolução do comportamento da vazão, em m^3/s , e da turbidez, em uT , na área de drenagem da captação do Paranoazinho.

A Figura 5.4 evidencia um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez, com grandes flutuações dessas variáveis entre os periodos considerados (seco e chuvoso).

Tendo em vista as condições de ocupação dessa bacia e as grandes flutuações das variáveis investigadas, seria interessante avaliar a influência da sazonalidade nos custos de oferta de água potável.

A bacia de captação do paranoazinho evidencia um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez (APÊNDICE I). A dispersão dos dados de turbidez em função da vazão de contribuição da área de drenagem das bacias do COR e CON indica que, o aumento de $1\text{m}^3/\text{s}$ na vazão de contribuição para a captação provoca um aumento da turbidez de 2,51 uT. O grau de correlação entre as duas variáveis é da ordem de 0,043, significativo para *valores p* acima de 10% de probabilidade. O coeficiente de determinação extremamente baixo aponta que as variações na turbidez não podem ser explicadas pela vazão de contribuição para a captação em PZ. Tal aspecto sugere que deve ter havido algum tipo de problema com os dados levantados nestes sistemas. Infere-se que descompassos e falhas na periodicidade das medições de turbidez, reduzindo o tamanho da amostra, com a omissão de eventos que interferem no parâmetro, pode ter sido a causa do problema. Sem a pretensão de identificar o problema e tampouco atribuí-lo aos responsáveis pelas medições, adotou-se a vazão específica como uma *proxy* de turbidez.

5.1.5 – Contagem e Corguinho

A bacia hidrográfica do Ribeirão da Contagem com área de drenagem de 6,28 Km² a montante da captação, encontra-se praticamente protegida por áreas de cerrado preservado. Parte de sua extensão está compreendida no Parque Nacional de Brasília, na APA do Cafuringa, na Reserva Biológica da Contagem e na APA do Planalto Central, ficando apenas uma pequena porção ocupada, particularmente por chácaras agrícolas e de lazer. Apesar da proteção oferecida pelas unidades de conservação, a ocupação humana nos entornos da bacia representa um risco potencial ao manancial (CAESB/DP/PHI, 2010).

De modo análogo, o sistema de captação do Córrego Corguinho encontra-se ocupado por extensas áreas protegidas de cerrado nativo, onde um pequeno trecho está compreendido na APA do São Bartolomeu. Sua área de drenagem de 9,13 Km² a montante da captação contribui para o abastecimento da cidade de Sobradinho. A bacia possui trechos ocupados por pastagens e remanescentes de reflorestamento de eucalipto e pinheiro na cabeceira do

córrego. A Figura 5.5 representam o comportamento da turbidez e da vazão das áreas de drenagens das captações de água bruta dos sistemas Corguinho e Contagem.

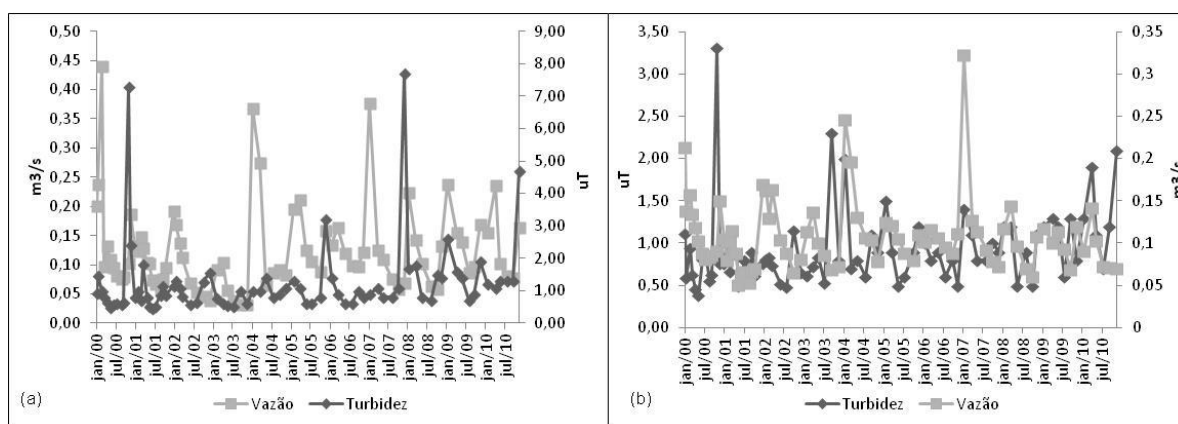


Figura 5.5 – Evolução do comportamento da vazão, em m^3/s , e da turbidez, em uT , nos sistemas de captação Corguinho e Contagem, respectivamente.

Na figura 5.5a, correspondente Corguinho, verificam-se oscilações mais acentuadas em torno de valores maiores. Nos meses de nov/00 e dez/07, por exemplo, os valores de turbidez alcançaram magnitude de 7,31 e 7,7, respectivamente. Entretanto, no sistema Contagem, ilustrado na Figura 5.5b, observam-se discrepâncias em torno valores menores, 3,31 em nov/00 e 2,3 em ou/03, por exemplo.

Em Corguinho, tal comportamento pode estar associado às características de uso da terra (reflorestamento e pastagens). Detalhe importante é que, em Contagem as observações de vazão e turbidez são monitoradas na barragem de captação, a qual desempenha o papel de purificação (pré-tratamento). Tal aspecto pode provocar distorções nas estimativas da influência da qualidade da variável ambiental nos custos de tratamento.

Em ambos os sistemas evidenciam-se um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez (APÊNDICE I). A dispersão dos dados de turbidez em função da vazão de contribuição da área de drenagem das bacias do COR e CON indica que, o aumento de $1m^3/s$ na vazão de contribuição para a captação provoca um aumento da turbidez de 0,98 uT e 1,67 uT , respectivamente. O grau de correlação entre as duas variáveis nos sistemas BA e CO é da ordem de 0,05 e 0,15, respectivamente, significativos para *valores p* acima de 10% de probabilidade. Os coeficientes de determinação foram extremamente baixos apontando que as variações na turbidez não podem ser explicadas pela vazão, em ambos os sistemas. Tal aspecto sugere que deve ter havido algum tipo de problema com os dados le-

vantados nestes sistemas. Acredita-se que descompassos e falhas na periodicidade das medições de turbidez, reduzindo o tamanho da amostra, podem ter sido a causa do problema.

5.1.6 – Córrego Quinze

A bacia hidrográfica da captação do Córrego Quinze, com área de drenagem de 33,80 Km² a montante da captação, atende exclusivamente o Vale do Amanhecer na região de Planaltina. A bacia é ocupada principalmente por áreas agrícolas, enquanto o restante constitui áreas preservadas de cerrado, integradas pelas APAs do Planalto Central e do São Bartolomeu e pelo Parque dos Pequizeiros. A Figura 5.6 representam o comportamento da turbidez e da vazão da área de drenagem da captação de água bruta do Córrego Quinze. Assim como todos os sistemas avaliados anteriormente, observa-se relacionamento positivo entre vazão e turbidez, com oscilações acentuadas entre os períodos seco e chuvoso.

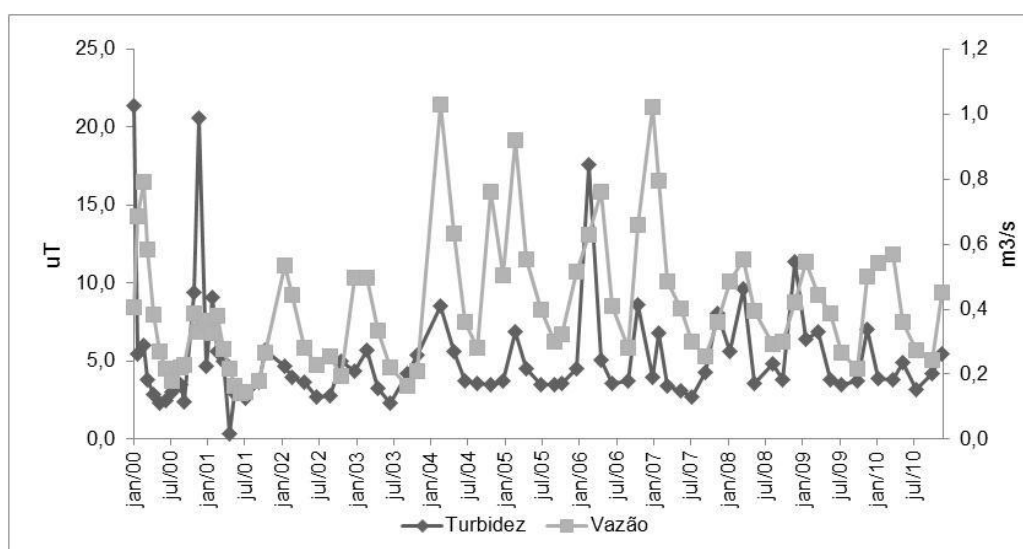


Figura 5.6 – Evolução do comportamento da vazão, em m³/s, e da turbidez, em uT, na área de drenagem da captação do Córrego Quinze.

A dispersão dos dados de turbidez em função da contribuição da área de drenagem de CH (APÊNDICE I) indica um relacionamento positivo entre os níveis de vazão e de turbidez, onde o aumento de 1m³/s na vazão de contribuição para a captação provoca um aumento de 4,70 uT. O grau de correlação entre as duas variáveis (coeficiente de correlação r) é da ordem de 0,24, significativo a 5% de probabilidade, levando a um coeficiente de determi-

nação, r^2 , de 0,07. Em outras palavras, significa que 7% das variações na turbidez podem ser explicadas pela regressão linear, ou seja, pelas variações na vazão.

Como vazão e a turbidez estão relacionadas de maneira positiva e significativa (ao nível de 0,05 de probabilidade), considerou-se pertinente sua utilização como *proxy* de turbidez. Nesse sistema, o baixo coeficiente de determinação sugere existência de outros fatores que condicionam o comportamento de ambas as variáveis. Tendo em vista as condições de ocupação das bacias analisadas, associadas às grandes flutuações das variáveis investigadas, avaliaram-se, a seguir, a influência da sazonalidade nos custos de oferta de água potável.

5.2 – Os impactos da qualidade hídrica nos custos de tratamento de água

O custo de tratamento de água para abastecimento público representa uma importante componente do custo social da poluição da água. Neste estudo, o custo de tratamento dos sistemas selecionados é expresso como uma função da qualidade do insumo ambiental. Detalhe importante é que a especificação do custo utilizada não caracteriza uma equação ou função formal da teoria microeconômica (PINDYCK e RUBINFELD, 2002), onde tecnologia juntamente com os preços dos insumos determina o custo de produção da firma.

Os modelos baseados em relações de custo econômico são importantes quando se pretende determinar a participação dos gastos com insumos no custo total. Em outras palavras, quando a finalidade é avaliar, por exemplo, qual o efeito do aumento do preço de determinado fator (por exemplo, o preço da água) sobre a demanda do outro (por exemplo, a demanda de energia). Para esse tipo de consideração, a especificação transcendental ganha popularidade na literatura empírica de estimativa do custo de produção (GARCIA e THOMAS, 2001; MARTINS et al., 2006).

Todavia, abordagens que descrevam a tecnologia de produção das firmas requerem dados de preço das entradas (*inputs*); água bruta, material de tratamento, energia elétrica, trabalho e capital. Esse aspecto constitui uma limitação de modelos baseados em relações de custos econômicos, já que não se dispõe de dados de preço da água bruta (valores estipulados pela cobrança da água bruta), assim como dos outros insumos. Desse modo, a escolha da forma

da melhor forma funcional depende da natureza do problema e da disponibilidade de dados. Como a finalidade é apenas capturar o efeito da variação da qualidade hídrica no custo de tratamento, recorreu-se a uma abordagem empírica para explicar o custo por sistema de tratamento, em termos do insumo ambiental (água bruta). Contudo, podem surgir imprecisões nos coeficientes pela não inclusão de outros insumos.

Antes da análise da influência da qualidade hídrica sobre o custo de tratamento nos sistemas estudados, apresentam-se algumas experiências que avaliam os benefícios da melhoria da qualidade da água. Apesar de realizados nos Estados Unidos, são estudos que fornecem uma dimensão dos impactos do volume de poluentes sobre os custos marginais de tratamento de água. As medidas dos coeficientes de interesse, extraídas da análise dessas experiências, são utilizados como parâmetros comparativos.

5.2.1 – Análise de experiências relevantes no contexto estudado

As principais experiências relevantes no contexto estudado variam com relação à localização geográfica e com as variáveis incluídas no modelo, contudo, todas usam dados operacionais de unidades de tratamento de águas superficiais. De maneira geral, as estimativas da elasticidade da turbidez em relação ao custo de tratamento foram consistentes, com valores positivos variando entre 0,07 e 0,3.

Forster et al. (1987) relacionou a erosão do solo com os custos de tratamento de água para 12 comunidades do Cinturão de Milho de Ohio, nos Estados Unidos, usando a forma funcional *Cobb-Douglas*. Desse modo, o custo variável referente ao uso de produtos químicos foi expresso em função da turbidez. Entre outras variáveis explicativas do custo estão o volume de água tratado, o tempo de retenção médio e erosão do solo montante. A elasticidade da turbidez foi estimada em 0,12.

Holmes (1988) avaliaram os efeitos da erosão de solos agrícolas sobre os custos de tratamento de água a jusante. O autor citado relaciona os custos de purificação da água com a qualidade da água bruta e com os preços dos insumos de tratamentos. Para estimar o efeito dos sedimentos em suspensão nos custos do serviço público de água, ele especificou uma função de custo hedônica, anexando a variável representativa da influência da qualidade da

água, através da forma funcional Cobb-Douglas. Detalhe interessante, ao usar essa especificação assume-se implicitamente que: (a) o efeito marginal da qualidade da água sobre o custo é influenciado pelo nível de produção e pelo preço dos *inputs*; (b) a relação entre custo e qualidade da água é não-linear. Os dados foram levantados de estações de tratamento de água em todo país (430 plantas de tratamento de grande porte); dados de custos totais de operação e de gestão, incluindo custos de captação e distribuição de água, não incluindo os custos de capital. Outras variáveis incluídas no modelo foram turbidez e custos com eletricidade e mão-de-obra.

A elasticidade da turbidez em relação a custo foi estimada em 0,07, isto é, o aumento de 1% na turbidez provoca o aumento de 0,07% nos custos totais de tratamento. Desse modo, Holmes (1988) estimou valores de custo de mitigação da turbidez variando entre 4,40 dólares por milhões de galões e 82,34 dólares por milhões de galões. Extrapolando essas estimativas para o total de água superficial tratada, no âmbito nacional, o autor citado estimou que o dano causado por sedimentos em suspensão varia entre 35,33 milhões dólares e 661,19 milhões dólares, anualmente.

Dearmont et al. (1998) especificou uma função de custo com material químico por volume de água tratada em função das variáveis: volume tratado, turbidez, pH, *proxy* de contaminação química e precipitação média anual. A forma funcional escolhida foi a polinomial, levando em conta interação multiplicativa entre turbidez (diferença entre o nível turbidez da água bruta e tratada) e pH. Como uma *proxy* para produtos químicos, incluiu-se a variável “*dummy contaminação*” para capturar o efeito do potencial de contaminação das águas subterrâneas em determinados municípios. Para isso, utilizaram-se dados de natureza temporal e espacial (*cross sectional* e série temporal), de 1988 a 1991, referentes a 12 estações municipais de tratamento de água localizadas no Texas.

Quase todos os coeficientes estimados por Dearmont et al. (1998) estão no intervalo de confiança de 95%, com R^2 para o modelo de 18,65%. No caso da turbidez, em especial, a primeira derivada do custo de tratamento com relação a essa variável, isto é, o custo marginal foi de 0,0010 dólares por unidade de turbidez, enquanto a segunda derivada foi da ordem de $-2,36 \times 10^{-6}$. Isso significa que os custos de tratamento químico aumentam a uma taxa decrescente conforme o nível de turbidez aumenta. A elasticidade do custo de químicos com relação à turbidez foi de 0,27, onde a redução de 1% da turbidez implica na redu-

ção de 0,27% no custo de purificação da água. Outra variável que merece destaque é a precipitação, com valor estimado do coeficiente da ordem de $5,6 \times 10^{-3}$, indicando que os custos são maiores em áreas de maior precipitação. O sinal deste coeficiente é esperado, pois as chuvas estão relacionadas com os níveis de escoamento e turbidez. A elasticidade do custo com relação às chuvas é de 1,74, isto é, um aumento de 1,74% nos custos para um aumento de 1% na precipitação anual.

Murray e Forster (2001) avaliaram o custo de tratamento da água em comunidades dos Grandes Lagos. Primeiro, modelaram o custo com dados de uma bacia hidrográfica de porte menor (Bacia do Rio Maumee). Em seguida, ajustou-se a função para os dados da Bacia dos Grandes Lagos. Em suas estimativas, Murray e Forster (2001) desagregaram os custos variáveis (custos com químicos e custos com não químicos), associando somente os custos com químicos a turbidez. A partir da forma funcional Cobb-Douglas especificou-se o modelo de custo em função do volume tratado, do uso de pesticidas e da turbidez da água bruta, obtendo-se um valor estimado em 0,30 para a elasticidade custo da turbidez.

Nesse contexto, destaca-se o estudo realizado, recentemente, por Elsin et al. (2010), visando a quantificação dos benefícios econômicos da melhoria da qualidade de água para produção água potável na Bacia do Rio Neuse, localizada em Carolina do Norte. Para tanto, o autor citado utilizou uma abordagem denominada “transferência de benefício”, combinando os resultados dos quatro estudos apresentados anteriormente, com dados levantados em oito plantas de tratamento de água da bacia em questão. Mais especificamente, Elsin et al. (2010) admitiram a transferência das elasticidades da turbidez das quatro experiências descritas anteriormente para a bacia estudada.

Do conceito de elasticidade, Elsin et al. (2010) propõem-se uma relação linear entre turbidez e custos, dentro da faixa de turbidez considerada. Para isso, os autores citados utilizaram uma formulação para a elasticidade custo da turbidez, $\Delta C_{ij} = \varepsilon_j \times C_{m_i} \times \Delta T_i$; onde, ΔC_{ij} é a variação no custo estimado do estudo j para planta i , ε_j é a elasticidade custo turbidez no estudo j , C_{m_i} é o custo médio na planta i , ΔT_i é a variação percentual da turbidez no ponto de entrada da planta i . A partir dessa relação, os referidos autores extraem que a variação do custo de tratamento do estudo j para a planta de tratamento i é igual ao efeito

multiplicativo entre elasticidade custo da turbidez do estudo j , custo médio na planta de tratamento i e percentual de variação da turbidez na entrada da planta de tratamento i .

As reduções nos custos de tratamento da bacia do Rio Neuse foram estimadas individualmente, em comparação com as reduções dos custos nos estudos de referência, considerando decréscimos de turbidez de 5% a 30%. ELSIN et al. (2010) alcançaram estimativas consistentes, apesar das diferenças de especificação dos diferentes estudos, das variáveis incluídas modelo, além das diferenças nas escalas espacial e temporal. Todavia, nos estudos tomados como referência, o uso da terra é predominantemente agrícola, enquanto na Bacia do Neuse a cobertura floresta é superior a 50%. Esse aspecto caracteriza uma tendência a estimativas inconsistentes, uma vez que os pesticidas são parcela significativa dos custos de tratamento.

Na seção 5.2.2, avalia-se a influência da sazonalidade, responsável pelas flutuações na qualidade hídrica, sobre os custos de tratamento. A elasticidade do custo para a variável ambiental foi determinada para cada sistema selecionado, visando capturar as influências individuais da qualidade do insumo ambiental sobre os custos de oferta de água potável. Desse modo, as estimativas das elasticidades representam a variação percentual dos custos para uma mudança de 1% na vazão específica da bacia em questão.

Em seguida, na seção 5.2.3, os sistemas são avaliados conjuntamente, visando estimar as perdas de benefícios traduzidas pelas variações nos custos marginais do insumo ambiental. Na especificação da função de custo de tratamento da água a partir de dados em painel (dados de série temporais e cross-sectional). Para isso, escolheu-se bacia do Cabeça do Veado como o sistema base (referência), em razão de suas características de preservação; integralmente abrangida por áreas protegidas (sem desmatamento).

5.2.2 – A sazonalidade da qualidade hídrica no custo de tratamento

Como já mencionado no Capítulo 3 (Metodologia), a função de custo agregada de tratamento de tratamento de água da área de estudo foi obtida a partir da combinação das observações correspondentes às seis bacias de captação estudadas, caracterizando um painel de dados. Tendo em vista as peculiaridades de cada bacia em questão, testou-se a hipótese

de influência da sazonalidade nos custos de tratamento, em virtudes das variações na qualidade do parâmetro ambiental. Por último, determinou-se, em cada sistema, a magnitude dos efeitos da variação da vazão específica (S^e) sobre os custos médios de tratamento, no horizonte de tempo analisado.

Como verificado na seção 5.1, a vazão de contribuição para captação, representativa da qualidade hídrica, apresenta um padrão sazonal, isto é, seu comportamento é influenciado pelo período seco e chuvoso. Para os seis sistemas estudados, a função de custo foi estimada individualmente em função do parâmetro ambiental. Para cada sistema estudado, avaliaram-se os efeitos da sazonalidade no custo de tratamento, tomando-se como referência o período seco. Mais especificamente, o nível de significância do coeficiente da variável binária sazonal (D^s) aponta se de fato o custo de tratamento no período chuvoso difere em relação ao custo do período base (período seco).

No sistema Cabeça do Veado, a variável dependente, CV , corresponde ao custo variável, o qual inclui os gastos com seguintes fatores: material de tratamento (químicos), energia elétrica e mão-de-obra na ETA, expressos em reais por mês (R\$/mês). As três componentes do custo relacionam-se positivamente com a vazão específica média da bacia (m^3/Km^2 . mês). No período analisado, os custos com energia elétrica, material de tratamento (químicos) e mão de obra, representam 5,6%, 3,73% e 44,30% do custo total de produção de água, respectivamente.

No caso do Cachoeirinha, o custo variável (CV) inclui as despesas com químicos e mão-de-obra na unidade de tratamento, expressos em reais por mês (R\$/mês). Nesse caso, as duas componentes do custo relacionam-se positivamente com a vazão da bacia (variável ambiental). No entanto, não se verifica um relacionamento positivo entre energia elétrica e o insumo ambiental (vazão específica), isto é, o aumento de um fator implica no aumento do outro, ou vice e versa. O custo com energia elétrica está praticamente relacionado à captação e bombeamento da água na ETA, o que independe da qualidade hídrica. No período analisado, o custo com químicos representou, em média, apenas 0,82% do custo total de produção de água, enquanto os custos com energia elétrica e mão-de-obra na unidade operacional representaram cerca de, 8,61% e 53,19% do custo total, respectivamente.

No sistema Paranoazinho, o custo de tratamento, expresso em reais por mês (R\$/mês), compreende as despesas com os seguintes fatores: químicos e de energia elétrica na unidade de tratamento. Nesse caso, as duas componentes do custo relacionam-se positivamente com a vazão da bacia (variável ambiental). No período analisado, os custos com energia elétrica, material de tratamento (químicos) e mão de obra, representam cerca de, 1,93%, 2,60% e 57,71% do custo total de produção de água, respectivamente.

No sistema CON-COR, o custo de tratamento corresponde aos gastos com químicos, energia elétrica e mão de obra nas unidades operacionais (ETA e UTS), expressos em reais por mês (R\$/mês). Nesse caso, as três componentes do custo variável relacionam-se positivamente com a vazão específica média da bacia ($m^3/Km^2 \cdot mês$). No período analisado, os custos com energia elétrica, material de tratamento (químicos) e mão de obra, representaram 8,0%, 3,30% e 38,60% do custo total de produção de água, respectivamente.

Nos sistemas QZ e CO-BA o custo variável, *CV*, compreende os gastos com material de tratamento, expresso em reais por mês (R\$/mês), uma vez que se relacionam positivamente com a vazão específica média da bacia ($m^3/Km^2 \cdot mês$). No entanto, não se verifica um relacionamento positivo entre energia elétrica e mão de obra, isto é, o aumento de um fator implica no aumento do outro, ou vice e versa. Em ambos os sistemas, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010, os gastos com energia elétrica na ETA envolvem captação e bombeamento da água, o que independe da qualidade hídrica.

No período analisado, o custo com químicos na bacia do QZ representou, em média, apenas 1,63% do custo total de produção de água, enquanto os custos com energia elétrica e mão-de-obra na unidade operacional representaram cerca de, 4,52% e 36,48% do custo total, respectivamente. Na bacia CO-BA, o custo médio com químicos representou 2,04% do custo total de produção de água, enquanto os custos com energia elétrica e mão-de-obra cerca de, 4,78% e 51,85% do custo total, respectivamente.

Apresentam-se na Tabela 5.1, as estimativas dos coeficientes do modelo de custo de tratamento especificado para as bacias estudadas. O custo de tratamento na unidade operacional, *CV*, é explicado pela variável vazão específica, representativa do serviço de proteção da qualidade hídrica na bacia de captação. O coeficiente da variável *dummy* fornece a

magnitude da influência sazonal da qualidade hídrica no custo de tratamento no período em pauta (chuvoso), em comparação com o período de referência (seco).

Tabela 5.1 – Estimativas do modelo de custo de tratamento para as bacias estudadas.

Bacia de Captação	Estimação da Função de Custo
Cabeça do Veado CV	$\ln C_t^v = 9,47 + 0,17 \ln S_t^e + -0,71 D_t^s$ valor-p (0,00) (0,01) (0,16) t-test (14,2) (2,60) (-1,39) $R^2 = 0,053$ $F = 3,65$ $d = 0,54$
Cahoeirinha CH	$\ln C_t^v = 10,47 + 0,11 \ln S_s^e + -0,083 D_t^s$ valor-p (0,00) (0,08) (0,07) t-test (16,87) (1,77) (-1,79) $R^2 = 0,038$ $F = 2,87$ $d = 0,73$
Paranoazinho PZ	$\ln C_{it}^v = 5,80 + 0,23 \ln S_{it}^e + -0,11 D_t^s$ valor p (0,00) (0,02) (0,09) t-test (5,46) (2,25) (-1,68) $R^2 = 0,057$ $F = 3,88$ $d = 1,48$
Contagem/Corguinho CON-COR	$\ln C_{it}^v = 8,64 + 0,27 \ln S_{it}^e + -0,023 D_t^s$ valor-p (0,00) (0,00) (0,68) t-test (10,23) (3,59) (-0,41) $R^2 = 0,10$ $F = 6,48$ $d = 1,23$
Córrego Quinze QZ	$\ln C_{it}^v = 4,73 + 0,27 \ln S_{it}^e + 0,012 D_{zt} + -0,15 U_t$ valor p (0,00) (0,02) (0,82) (0,08) t-test (4,07) (2,36) (0,22) (-1,75) $R^2 = 0,037$ $F = 2,21$ $d = 1,42$
Capão da Onça/Barroco CO-BA	$\ln C_t^v = 7,53 + 0,066 \ln V E_t + 0,16 D_{zt} + \mu_t$ valor-p (0,00) (0,07) (0,00) t-test (18,31) (1,83) (4,01) $R^2 = 0,18$ $F = 11,62$ $d = 1,55$

De maneira geral, as estimativas determinadas na Tabela 5.1 evidenciaram coeficientes de determinação baixos, indicando problemas de especificação nos modelos de custo em, praticamente, todos os sistemas estudados. De maneira similar, os baixos valores para a estatística de Durbin-Watson a 5% de probabilidade, em quase todos os modelos especificados,

sugere autocorrelação positiva dos dados. Já no sistema CO-BA o teste d a 5% de probabilidade mostrou-se inconclusivo.

Dentro dos limites e do escopo do trabalho, restringiu-se apenas em capturar o efeito do insumo ambiental no custo de produção de água. Considerando-se a disponibilidade dos dados, o efeito de outras possíveis variáveis não foi analisado. Nos sistemas CV, PZ, CON-COR e QZ, as estimativas dos parâmetros, relacionados à vazão específica, apresentaram os sinais esperados e os valores p dos coeficientes t estatisticamente significativos ao a 5% de probabilidade. Nos sistemas CH e CO-BA os parâmetros da vazão específica apresentaram os sinais esperados e coeficientes t estatisticamente significativos para valores p acima de 5% de probabilidade.

Portanto, infere-se efeito positivo e significativo da vazão específica, isto é, do variável ambiental na formação dos custos de tratamento de água. Quanto ao sistema QZ, cabe ressaltar que o coeficiente da variável S^e leva em conta a dispersão das observações em torno da média do intervalo de valores. Desse modo, adotou-se a variável auxiliar U_i com a finalidade de capturar os efeitos do relacionamento entre o desvio padrão com a dispersão das medições. O coeficiente t do parâmetro da variável U é significativo estatisticamente apenas para valores p superiores a 5%.

Com relação aos efeitos sazonais, os valores p superiores a 5% para os coeficientes t não significativos estatisticamente evidenciam que, nos sistemas CV e CON-COR, os custos de tratamento praticamente não diferem entre os períodos seco e chuvoso. Pode-se inferir que em ambos os sistemas existe consistência razoável nessas estimativas. No sistema CV, ausência de efeitos sazonais nos custos é coerente com suas condições de preservação, ou seja, a bacia esta integralmente abrangida por áreas protegidas.

Na bacia do Contagem, as observações de vazão de contribuição para a captação referem-se medições no ponto de captação à jusante da barragem de regularização. Nesse caso, além da cobertura florestal, o reservatório também desempenha função ambiental de purificação da água. Apesar das condições de preservação dos sistemas CON-COR (abrangidas por áreas protegidas de cerrado nativo), a presença do reservatório pode favorecer estimativas tendenciosas.

Consideração à parte merece a bacia do QZ, uma vez que se esperava a influência da sazonalidade nos custos de tratamento, em razão da predominância de áreas agrícolas. O coeficiente da variável D^s , igual a 0,012, não significativo estatisticamente, sugere que não há diferença entre o custo médio de tratamento nos períodos seco e chuvoso. Assim, atribuiu-se a ausência de sazonalidade nos custos de tratamento à proteção da cobertura florestal natural da bacia. Portanto, seria interessante dimensionar, também, a magnitude da influência das áreas com cobertura florestal no custo de tratamento. Nos sistemas CV, CON-COR e QZ, os coeficientes da variável S^c , iguais a 0,17, 0,27 e 0,26, respectivamente, indicam que o aumento da vazão específica em 1% promove o aumento de 0,17%, 0,27% e 0,26% nos custos de tratamento da água.

Nos sistemas CH e PZ, os parâmetros da variável D^s , iguais a -0,083 e -0,11, respectivamente, apresentaram valores p superiores a 5% para os coeficientes t , sugerindo que intercepto diferencial do período chuvoso é quase igual ao do período base (período seco). Portanto, pode-se inferir pouca influência da sazonalidade nos custos de tratamento. Determina-se, no sistema CH, um valor médio do custo de tratamento no período chuvoso da ordem de 10,32 reais por mês, isto é, $(10,406 + -0,082)$ e de 5,69 $(5,803 + -0,11)$ reais por mês, em PZ. Em ambos os sistemas, os resultados evidenciam um decréscimo no custo médio de tratamento no período em pauta, em comparação com o período base. Descontando-se os efeitos sazonais, os coeficientes da variável S^c (vazão específica), iguais a 0,23 e 0,11, indicam que a variação de 1% em S^c promove o aumento de cerca de, 0,23% e 0,11% nos custos de tratamento de água nos sistemas CH e PZ, respectivamente.

Em contrapartida, evidenciou-se, no sistema CO-BA, um parâmetro para a variável D_z , igual + 0,16, com coeficiente t estatisticamente significativo para valores p inferiores a 5% de probabilidade. Tal resposta sugere que os custos de tratamento de água nessa bacia são fortemente influenciados pela sazonalidade. Assim, no período chuvoso verifica-se um acréscimo no custo de tratamento em comparação ao período seco. Assim o custo médio de tratamento de água no período chuvoso foi de 7,69 $(7,53 + 0,16)$ reais por mês. Tal resposta é condizente com suas condições de uso e ocupação, principalmente por áreas de reflorestamento e de uso agrícola, além dos elevados níveis de turbidez da água, evidenciados no sistema CO (Figura 5.3). Nessa bacia a elasticidade do custo da vazão é estimada em 0,066, onde a variação de 1% em S^c provoca o aumento de 0,07% nos custos de tratamento de água.

5.2.3 – Estimativa das perdas de benefícios da redução da qualidade hídrica

As variações nos custos de tratamento de água, face às alterações da qualidade hídrica, refletem os impactos da conservação dos recursos hídricos no bem-estar social. Tendo em vista a qualidade hídrica como insumo da produção, a variação de um incremento na vazão de água bruta, mantendo os demais fatores constantes, induz a uma variação nos custos de produção de água potável. Tal variação corresponde ao custo marginal da mudança da qualidade hídrica, o qual não deve exceder o benefício marginal da melhoria da qualidade hídrica na bacia.

No intuito de não menosprezar as especificidades dos sistemas, o efeito da qualidade hídrica no custo de produção em cada sistema foi determinado em relação ao sistema de referência (sem desmatamento). Para tanto, tomaram-se os dados em painel, isto é, combinando dados de séries temporais (*serial times*) com dados de corte transversal (*cross-sectional*). Trata-se de uma etapa fundamental, pois a especificação da função agregada de custo permite determinar os custos marginais do insumo ambiental, no período analisado.

Nesse contexto, a função de custo agregada é especificada utilizando dados na forma de painel. Sem a pretensão de capturar características especiais, inerentes a cada uma das bacias avaliadas, manteve-se constante o intercepto da função de custo agregada referente aos sistemas estudados. Até mesmo porque as funções de custo dos referidos sistemas já foram estimadas individualmente, na seção 5.3.2, dimensionando a influência da qualidade hídrica sobre os custos de tratamento.

Assim, procurou-se determinar as variações nos custos marginais do insumo ambiental sem a desagregação dos sistemas, ao longo do período analisado. Assume-se, que tais mudanças determinam o deslocamento da curva de oferta global de água na área de estudo. É importante destacar que as estimativas não capturam os efeitos da sazonalidade da qualidade hídrica (período seco e chuvoso). A Tabela 5.2 apresenta os coeficientes angulares diferenciais estimados para as bacias analisadas.

Tabela 5.2 – Estimativa dos coeficientes da função agregada de custo de tratamento de água nos sistemas produtores do Distrito Federal.

Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor t	Valor p (*)	FIV
Intercepto	9,3939	0,4687	20,0434	0,00	2,365
$\ln S_{it}^e$	0,1559	0,0453	3,4425	0,00	1,558
$D_{2i} \ln S_{it}^e$	0,0438	0,0060	7,3193	0,00	1,564
$D_{3i} \ln S_{it}^e$	-0,2762	0,0060	-46,3154	0,00	2,281
$D_{4i} \ln S_{it}^e$	0,0454	0,0068	6,6563	0,00	1,564
$D_{5i} \ln S_{it}^e$	-0,3386	0,0060	-56,7505	0,00	2,628
$D_{6i} \ln S_{it}^e$	-0,2439	0,0073	-33,6341	0,00	2,365
	R^2 ajustado= 0,94	F= 1427,46		d= 2,07	

(*) significativo a 5% de probabilidade.

De modo geral, os resultados apresentados na Tabela 5.2 mostram que 94% das variações nos custos de tratamento são explicados pelas seis variáveis selecionadas. O valor da estatística F indica que o conjunto de parâmetros estimados para o modelo é significativamente diferente de zero, a 5% de probabilidade. Todos os coeficientes diferenciais são altamente significativos, registrando valores p dos coeficientes t extremamente baixos. Isso significa que todos os coeficientes angulares dos grupos em pauta (CH, PZ, CON-COR, QZ e CO-BA) são diferentes daquele do sistema base (CV).

Um problema importante na aplicação da análise de regressão múltipla envolvendo variáveis binárias é a possível colinearidade das variáveis explicativas. Essa situação ocorre quando algumas das variáveis explicativas são fortemente correlacionadas entre si. Nesse caso, as variáveis colineares não fornecem novas informações, tornando-se difícil distinguir seus efeitos sobre a variável dependente. Observando-se a Tabela 5.2, verifica-se que nenhum dos valores de FIV calculados excedem o valor 3, demonstrando certa correlação entre as variáveis explicativas. Portanto, pode-se inferir que as correlações detectadas entre as variáveis explicativas não comprometem as estimativas por MQO.

Os coeficientes diferenciais da vazão específica (VE), isto é, as elasticidades custo da vazão específica nos sistemas CH, PZ, CON-COR, QZ e CO-BA são medidas relativas à elasticidade custo da vazão do sistema CV (referência), igual a 0,156. Assim, a elasticidade custo da vazão para cada sistema em questão foi extraída da função estimada, segundo

procedimentos recomendados por GUJARATI (2006). As elasticidades custo da vazão específica é igual a 0,20 (0,156+0,0438) no sistema CH; -0,077 (0,156+-0,28) em PZ e 0,20 (0,156+0,0454) no sistema CON-COR e, por fim, -0,18 e -0,09 para os sistemas QZ e CO-BA, respectivamente.

As estimativas dos coeficientes diferenciais, significativas para valores p abaixo de 5%, sugerem que as funções de custo devem ser estimadas individualmente. Para reforçar esse aspecto, constata-se que medidas de elasticidade custo da vazão obtidas por meio da agregação de dados em painel, diferem das medidas determinadas individualmente (seção 5.2.2). Evidenciou-se, particularmente, nos sistemas PZ, QZ e CO-BA o relacionamento negativo entre custo de tratamento e vazão específica (representativa da qualidade ambiental). Por exemplo, o sistema QZ aponta que a variação de 1% na vazão específica promove uma diminuição de 0,18% no custo de tratamento.

Do lado da oferta, é interessante saber quanto custará a mais, cada metro cúbico de água tratada, considerando todas as despesas a ele associados. Entre os custos associados com a utilização da água estão os custos ambientais da degradação dos ecossistemas de onde se capta água. Os custos das alterações ambientais (especialmente, devidas à sedimentação) são reais, embora não sejam contabilizados no fornecimento da água. Nesse caso, Palma (2003) argumenta que, mesmo sendo estabelecido pela interação entre a oferta e a demanda, o preço não levaria em conta os custos ambientais que incidem sobre terceiros. O mecanismo de mercado perde, então, a capacidade de atingir o equilíbrio entre benefícios e custos, de modo a caracterizar uma gestão eficiente.

É esperado o aumento do custo marginal de provimento do bem à medida que são exigidas maiores quantidades. Isso porque, com o aumento de quantidade é necessário recorrer a outras fontes de provimento de água mais caras ou, ainda, de menor qualidade. Com a interação entre a demanda e a oferta, em mercados de livre concorrência, permite-se estabelecer uma correspondência entre o benefício marginal e custo marginal do recurso. Os custos geralmente são crescentes com a quantidade produzidas, caracterizando a função oferta com custos marginais crescentes, enquanto os benefícios são decrescentes, com função de demanda e benefícios marginais decrescentes. Procura-se, então, disponibilizar tantas unidades quantas proporcionem benefício igual ou superior ao custo. O preço por unidade em

equilíbrio transmite informação quer do benefício marginal, quer do custo marginal, pois as interações entre ambos os tornam equivalentes (PALMA, 2003 ; ABAD, 2007).

Ao contrário da concorrência perfeita, onde existem infinitos compradores e vendedores (de modo que nenhum deles pode exercer influência sobre o preço do produto), os setores de serviços de água caracterizam um monopólio natural. Nessas condições não poderá esperar que interação entre demanda e oferta (consumidores e fornecedores) resulte em equilíbrio entre quantidade e preço. No monopólio, o equilíbrio é determinado com auxílio de funções marginais. Ou seja, o equilíbrio é atingido no nível de produção e de vendas em que a receita marginal por unidade produzida iguala ao custo marginal por unidade produzida. Uma vez alcançado o equilíbrio ao curto prazo, não há razões para que a firma altere seu nível de produção, a não ser em resposta a alguma alteração na demanda ou na oferta (DAVISSON, 1974). Desse modo, o preço fixado pelo monopolista dependerá da quantidade comercializada e da função de demanda.

Por outro lado, a firma monopolística opera com custos fixos elevados (capacidade instalada e domínio de tecnologia de produção), o que possibilita economias de escala consideráveis, produzindo quantidades maiores a custos menores (PINDYCK e RUBINFELD, 2002; MENDES, 2004 ; PALMA, 2003 ; PIZAIA 2004). Os custos marginais do insumo ambiental devem refletir a partir da curva de oferta do bem as variações nos benefícios econômicos que atingem os usuários de água. Nesse sentido, procurou-se evidenciar como mudanças no insumo ambiental (variável representativa do serviço ecossistêmico) alteram os custos de tratamento. Ou seja, qual a magnitude do impacto da mudança na qualidade ambiental sobre o custo de tratamento na bacia de captação.

Nesse contexto, determinaram-se os custos marginais do insumo ambiental a partir da derivada parcial da função agregada de custo de tratamento (Eq.3.17) em relação à vazão específica ($m^3/Km^2.mês$). A partir dos resultados obtidos, procurou-se avaliar o impacto das mudanças da qualidade hídrica no fornecimento de água potável, já que variações nos custos marginais são refletidas na curva de oferta, induzindo o seu deslocamento e, concomitantemente, a variação no preço da água.

Governada pelos rendimentos decrescentes, a produtividade da firma, em termos do produto marginal e médio, é afetada a partir de certo nível do fator de produção, mantendo-se

constantes as quantidades dos outros recursos. Nas condições de um monopólio natural, mesmo com diminuição da qualidade do insumo ambiental (isto é, com o aumento da quantidade do insumo), obtém-se pelo menos no curto prazo retornos crescentes e custos marginais e médios decrescentes. Tal aspecto pode ser explicado pelos ganhos de produtividade advindos de uma melhor ocupação do estoque de capital.

Quando há externalidades negativas, os danos da degradação ambiental passam a constituir custos sociais, uma vez que não são internalizados nas funções de oferta e consumo. A Figura 5.7 ilustra a variação nos custos médios do insumo ambiental, bem como dos custos marginais do insumo ambiental nas bacias de captação analisadas. Ressalte-se que a análise refere-se ao período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010. Como já mencionado o custo marginal representa o custo de tratamento devido ao acréscimo (ou decréscimo) de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{Km}^2 \cdot \text{mês}$ de vazão específica.

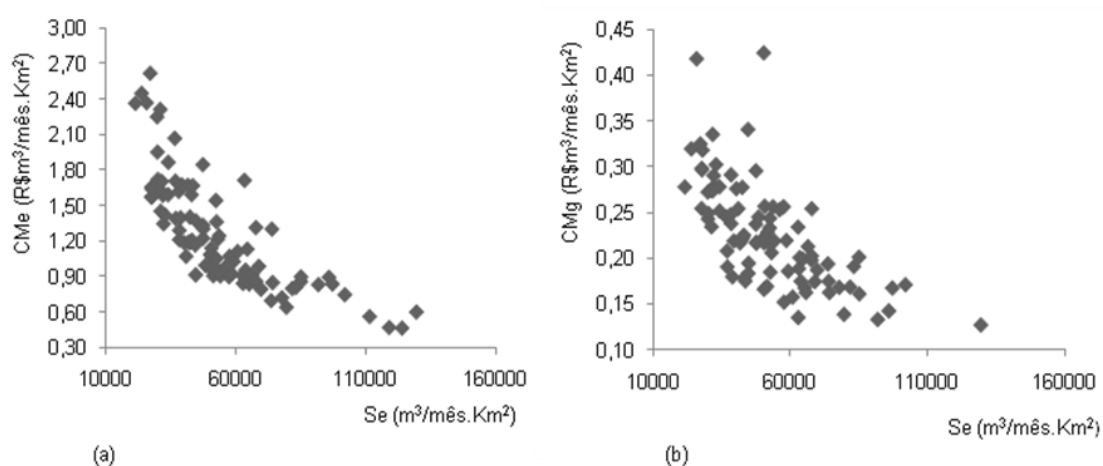


Figura 5.7 – Variação nos custos marginal e médio do insumo ambiental nas bacias estudadas.

Observa-se na figura 5.7 o declínio dos custos médios e marginais com o nível do insumo ambiental, com os custos marginais sempre abaixo dos custos médios, indicando a presença de economias de escala. Nessa condição, a empresa tem o controle da quantidade a ser ofertada. Porém, isso não significa que ela pode cobrar o preço que desejar, pois implicaria em redução da quantidade demandada (PINDYCK e RUBENFIELD, 2002 ; MANKIW, 2001). Desse modo, a escolha da quantidade ofertada deve levar em conta às características da demanda de água. Em outras palavras, a resposta do monopolista está condicionada a reação do consumidor face às alterações de preço. Para isso, uma aproximação da função

de oferta é elaborada na seção 6.1, no intuito de avaliar a reação da oferta diante das alterações no preço da água percebido pelos consumidores.

No período de janeiro de 2003 a dezembro de 2010, em média, os custos marginais variaram amplamente ao longo do período analisado. O valor mínimo de cerca de, 0,081 R\$/m³.km².mês é verificado em janeiro de 2004. Em contrapartida, o valor máximo do custo marginal, igual a 0,42 R\$/m³.km².mês, é observado em dezembro de 2008. A segunda derivada da função de custo em relação à vazão específica é, em média, igual a $-5,80 \times 10^{-06}$, indicando que o custo marginal do insumo ambiental, nos sistemas estudados, aumenta a taxas decrescentes com o aumento da vazão específica. Tal evidência impossibilitou extrair a curva de oferta da parte ascendente da curva de custo marginal, que fica acima do ponto mínimo da curva de custo médio. Isso somente é possível na presença de rendimentos decrescentes, quando os custos marginais são crescentes e a curva de oferta com inclinação ascendente.

A internalização dos danos ambientais reflete o custo social das externalidades, traduzido por uma função de custo marginal social (PIZAIA, 2004), onde a quantidade de equilíbrio se altera e o próprio mercado ajusta as novas condições de equilíbrio. Como os custos marginais são refletidos na curva de oferta do bem comercializado, procurou-se capturar a magnitude do deslocamento da curva de oferta, decorrente das mudanças no serviço de proteção da qualidade hídrica. Para isso, recorreu-se a uma formulação simplificada para capturar, a partir de parâmetros das funções de demanda e de oferta, as variações no nível de bem-estar econômico. Tal abordagem mensura as variações nos excedentes econômico do produtor e do consumidor, resultantes do deslocamento da curva de oferta do bem comercializado, caracterizando uma aproximação ao método da produtividade marginal.

5.3 - Considerações sobre o capítulo

O modelo de custo especificado possibilitou de maneira simples e direta avaliar os impactos da alteração no insumo ambiental sobre o custo de tratamento da água bruta. No entanto, a inclusão apenas da variável vazão específica média como *proxy* da turbidez poderá limitar o estudo. Isso porque o ideal seria considerar outras variáveis determinantes do custo de tratamento da água bruta. De maneira geral, os efeitos da variável ambiental sobre o

custo de tratamento, capturados pela elasticidade custo da vazão específica, diferem-se entre os sistemas estudados. Em todos os casos, os resultados da regressão mostraram uma aderência razoável do modelo ao fenômeno estudado, tendo em vista que a vazão específica teve efeito significativo sobre o custo de tratamento.

Nas bacias de captação estudadas, os resultados obtidos a partir de dados em painel sinalizam que a função de custo de tratamento de água na área de estudo deve ser estimada de maneira individual, isto é, por bacia de captação. Neste estudo, apenas aspectos relacionados à sazonalidade do custo e a magnitude de sua variação com a alteração do serviço ecossistêmico foram avaliados. Quanto aos efeitos sazonais, o resultado obtido para os sistemas CO-BA, permitiu verificar a hipótese de que no período chuvoso, a perda da qualidade hídrica na bacia implica o aumento do custo médio de tratamento de água.

Por outro lado, em cada sistema, seria interessante avaliar as variações marginais nos custos de tratamento devidas à variação de um incremento no insumo ambiental, no horizonte de tempo analisado. Nesses sistemas, o dimensionamento dos impactos da qualidade hídrica no custo de tratamento, pode fornecer uma medida do valor do serviço ambiental, em termos monetários, isto é, em reais por metro cúbico por quilometro quadrado por mês ($R\$/m^3.Km^2.mês$). Como os impactos são traduzidos em perda de bem estar social, o conhecimento de sua magnitude pode ser uma informação útil no estabelecimento de pagamentos por serviços ambientais; levando em conta a estreita ligação desse mecanismo com as condições particulares da bacia.

Embora esse tipo de avaliação forneça subsídios importantes, a questão aqui se restringe em avaliar os impactos a escassez da qualidade hídrica sob a perspectiva econômica global, isto é, do ponto de vista da sociedade. Para isso, recorreu-se a abordagens de medida do valor, relacionando-se as curvas de demanda e de oferta de água potável no sistema de abastecimento público. Sob essa perspectiva o valor econômico do serviço ecossistêmico é uma medida dos ganhos ou perdas de excedente econômico dos agentes envolvidos, isto é, produtores e consumidores. Assim, em nível agregado, procurou-se determinar o quanto a sociedade como um todo ganha ou perde com a redução do serviço ecossistêmico.

Do lado da oferta, os seis sistemas estudados foram combinados a partir de um painel de dados, obtendo-se uma função de custo agregada. Desse modo, avaliou-se o comportamen-

to dos custos marginais e médios do insumo ambiental em nível agregado, ao longo do período analisado. Nos sistemas analisados, constatam-se custos marginais abaixo dos custos médios, o que impossibilitou a derivação de uma curva de oferta de água a partir da curva de custo marginal. Em razão das particularidades da “água”, isto é, um bem público que não dispõe de uma curva de oferta (a qual reflete a relação biunívoca entre preço e quantidade), os mecanismos de mercado de livre concorrência não podem ser aplicados.

Assim, na ausência de preços de equilíbrio, os quais determinam a quantidade ofertada do bem comercializado, é necessário estimar a curva de oferta de água de maneira indireta, ou seja, a partir de parâmetros da curva de demanda. Conforme já mencionado, a curva de oferta é necessária para estimar a elasticidade-preço da oferta é utilizada na abordagem de valoração proposta. Esse parâmetro determina a magnitude do deslocamento da curva de oferta, causado por uma alteração tecnológica.

6. – VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SERVIÇO AMBIENTAL DE PROVISÃO DE QUALIDADE HÍDRICA

As áreas protegidas desempenham inúmeras funções, que são essenciais para a manutenção da diversidade de ecossistemas, de espécies, de variedades genéticas e dos processos ecológicos, incluindo a regulação do fluxo de água e do clima. Tais elementos são essenciais para a vida na Terra, contribuindo para a melhoria do bem-estar social, à medida que fornecem inúmeros bens e serviços de grande importância regional e global. Especialmente, as florestas e outras formas de vegetação contribuem para a purificação da água, a partir da estabilização do solo, bem como para a manutenção dos fluxos sazonais.

O Brasil, em consonância com os avanços da política de conservação em todo o mundo, tem direcionado esforços à ampliação e fortalecimento do Sistema Nacional de Áreas Protegidas –SNUC (lei 9.985, de julho de 2000). Desde a criação do SNUC, o País tem mobilizado esforços para a expansão de unidades de conservação, onde a contribuição brasileira à proteção de ambientes naturais, em todo o mundo, foi de 74% de todas as áreas protegida criadas entre 2003 e 2008 (UNEP-WCMC, 2011).

Apesar dos esforços para a ampliação de áreas protegidas, estes se esbarram em diversas barreiras que inviabilizam a consolidação dessas áreas, impedindo o desenvolvimento pleno da oferta de bens e serviços à sociedade. A fragilidade da gestão de áreas protegidas é causada principalmente pela carência de recursos financeiros. Por um lado, a melhoria da eficiência da gestão dessas áreas requer investimentos e, para isso, é necessário que a sociedade em geral e tomadores de decisão, em particular, percebam sua relevância para o desenvolvimento econômico e social. Do outro, a falta de informações robustas acerca dos impactos econômicos dos serviços ambientais, constitui um dos principais entraves à valorização dessas áreas na tomada de decisão.

Na bacia hidrográfica, quando políticas são voltadas às práticas de conservação da terra, a redução dos custos de tratamento, decorrente da melhoria da qualidade hídrica, é um benefício mensurável do serviço ambiental para a sociedade. Assim, a quantificação dos benefícios econômicos ou custos que atingem os usuários de água, pode assegurar o reconheci-

mento social acerca de tais serviços. Isso porque, a tomada de decisão tanto pública quanto privada continua, ainda, estreitamente voltada às melhorias do lado da oferta de bens e serviços de aproveitamento direto.

Embora exista o reconhecimento dos benefícios econômicos indiretos dos serviços ambientais, o conhecimento de sua magnitude ainda é muito incipiente. Assim, o dimensionamento dos impactos de tais serviços na sociedade constitui um desafio, visando transcender a visão equivocada e tendenciosa que delineia políticas e ações vinculadas ao uso direto dos recursos naturais. É importante destacar que o manejo sustentável da cobertura florestal possibilita a oferta de água, conjuntamente com outras atividades econômicas de uso direto (por exemplo, exploração da madeira). Desse modo, os benefícios do serviço ecossistêmicos somados, traduzem os benefícios da conservação.

Apesar do importante papel da floresta para o provimento de bens e serviços, a perda da cobertura florestal tem aumentado nas últimas décadas, exercendo fortes pressões sobre os recursos hídricos. No País, estimou-se, na década de 1990, uma perda anual de 12,3 milhões de hectares de florestas, o que significa uma taxa de desmatamento médio anual de mais de 2,0% nesse período (BENHIN, 2006). Ele resulta da extração intensa dos recursos florestais madeireiros e das mudanças no uso da terra, para a agricultura e pastagens (SANTANA e KHAN, 1992; HOMMA et al., 1996).

A área de estudo é integrada pelo Bioma Cerrado, o qual possui apenas 7,44% de sua área protegida por unidades de conservação, federais, estaduais e municipais. Apenas 2,91% desse percentual na forma de unidades de conservação de proteção integral (MMA, 2011). O Cerrado é o bioma brasileiro que mais sofreu alterações com a ocupação humana, perdendo apenas para a Mata Atlântica. A crescente pressão da expansão da agropecuária tem provocado um esgotamento progressivo desse recurso. Durante as três últimas décadas, o desmatamento se intensificou em razão da expansão da fronteira agrícola brasileira (BORGES e SANTOS, 2009; VIANA e BAUCH, 2009).

A falta de informações sobre a dimensão dos impactos sociais gerados pelo desmatamento e, por conseguinte, pela degradação da qualidade hídrica é um obstáculo à avaliação de ações de manejo sustentável. Reconhecendo a relação entre a cobertura florestal e a vazão sazonal da bacia hidrográfica, estimaram-se, em termos monetários, as perdas de benefí-

cios sociais da degradação do serviço ambiental de oferta qualidade hídrica. Para tanto, procurou-se conciliar os resultados obtidos dos sistemas produtores com aqueles dos sistemas de distribuição de água potável, utilizando parâmetros e variáveis determinadas no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008.

O estudo desenvolvido no Capítulo 4 é insuficiente para mostrar que, a perda do serviço ambiental de provisão de água naturalmente filtrada provoca o deslocamento da oferta de água para a esquerda e, por conseguinte, redução bem-estar econômico dos usuários de água. Neste capítulo, desdobram-se os procedimentos finais para testar essa hipótese, culminando no valor do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica.

6.2 – As implicações da escassez de qualidade hídrica sobre a oferta de água potável

Para a implementação da abordagem da produtividade marginal, além da estimação da função demanda apresentada no Capítulo 4, estimou-se a função de oferta de água potável nos sistemas produtores. Embora o preço da água seja determinado pela regra tarifária, assume-se, concomitantemente, que o deslocamento da oferta induz às variações preço da água. Considerando a curva de demanda de água inelástica no intervalo de variação de preços, o deslocamento da oferta devido ao deslocamento das curvas de custos do insumo ambiental fornece uma medida efetiva dos excedentes do produtor e do consumidor. Assim, a abordagem da produtividade marginal é delineada, mensurando o impacto da variação do serviço ambiental de qualidade hídrica sobre o bem-estar social.

As estimativas dos parâmetros da equação (3.20) estão apresentadas nas equações (6.1) e (6.2), respectivamente, para as categorias normal e popular. A resposta da firma monopolista em relação ao preço da água percebido pelos consumidores é estimada, buscando capturar ainda os efeitos causados pelas variações no custo médio do insumo ambiental e na sazonalidade sobre a quantidade de água produzida. A sensibilidade do produtor face às variações no preço da água é mensurada pela elasticidade-preço da oferta. Esse parâmetro é utilizado para mensurar a magnitude do deslocamento da curva de oferta para a esquerda, decorrente da perda do serviço ambiental de proteção hídrica na bacia de captação.

- Categoria normal

$$Q_t^o = 2,611 + 0,455 \ln Pmg_t - 0,0081 \ln CMe_t - 0,096 \ln D_t^s \quad (6.1)$$

$t =$	(4,11)	(3,89)	(-0,25)	(-4,45)
valor $p =$	(0,00)	(0,00)	(0,80)	(0,01)
FIV =		(1,07)	(1,54)	(1,45)

N=95 R²(ajustado)= 0,38 F= 13,95 d = 0,81

- Categoria popular:

$$Q_t^o = 1,640 + 0,704 \ln Pmg_t - 0,048 \ln CMe_t - 0,086 \ln D_t^s \quad (6.2)$$

$t =$	(2,14)	(4,49)	(-1,75)	(-4,09)
valor $p =$	(0,04)	(0,00)	(0,08)	(0,00)
FIV =		(1,08)	(1,14)	(1,10)

N=95 R²(ajustado)= 0,39 F= 16,17 d = 0,83

Os resultados da regressão apresentados nas equações (6.1) e (6.2) Nas categorias normal e popular, as variáveis selecionadas explicam 38% e 39% da evolução da oferta de água nos sistemas produtores, respectivamente. Para reforçar a relevância das variáveis explicativas, a estatística F evidencia que o conjunto das variáveis utilizadas no modelo foi significativo para valores p inferiores a 5%, em ambas as categorias. Os valores de FIV de cada uma das variáveis explicativas foram inferiores a 10, evidenciando certa colinearidade entre as variáveis explicativas. Em ambas as categorias os baixos valores para o teste d de Durbin-Watson evidenciam problemas de autocorrelação positiva a 5% de probabilidade.

Como existem dois regimes de tarifas, diferenciadas por classes de usuários, o produtor depara-se com diferentes reações dos consumidores face às alterações do preço. Em ambas as categorias de consumidores (normal e popular) os efeitos do preço marginal sobre a oferta de água foram altamente significativos, com valores p dos coeficientes t inferiores a 5% de probabilidade. Em ambas as categorias, a elasticidade-preço é condizente com as expectativas teóricas, isto é, a oferta de água é inelástica, pelo menos no curto prazo. Por outro lado, as magnitudes desses parâmetros refletem que, os ajustes na produção de água não se confrontam com a escassez do insumo ambiental.

Nas categorias normal e popular, as elasticidades preço da oferta foram estimadas em 0,45 e 0,70, respectivamente. Assim, na categoria popular, a elasticidade preço da oferta, indica que o aumento de 1% no preço ocasiona um aumento de 0,7%, enquanto na categoria normal, o incremento na produção de água é menos proporcional, isto é, de 0,45%. Os valores obtidos são coerentes com as respostas do produtor face às reações do consumidor a preço. Ou seja, como a demanda de água é mais inelástica na categoria popular, o produtor manifesta resposta mais elástica com relação ao preço. Isso porque um aumento de preço faria com o usuário dessa categoria reduzisse sua demanda menos que proporcionalmente, em comparação com a categoria normal, proporcionando um maior aumento da receita gerada (isto é, maior arrecadação).

Na categoria normal, os valores não significativos para os coeficientes da variável CMe, indicam que os custos médios do insumo ambiental não influenciam o comportamento da oferta de água. Porém, na categoria normal, os coeficientes significativos para valores p acima de 5% sugerem pouca influência dessa variável na produção de água. Tal aspecto é coerente com as características de um monopólio natural (presença de economias de escala), onde a empresa opera com baixos custos médios e marginais.

Assim, baixas magnitudes das elasticidades da oferta em relação aos custos médios, iguais 0,0081 e 0,045, são estimadas nas categorias normal e popular, respectivamente. Em contrapartida, verificam-se, em ambas as categorias, coeficientes para variável D^s significativos para valores p inferiores a 5% de probabilidade. Do ponto de vista estatístico, o coeficiente de intercepto diferencial do período chuvoso é diferente daquele do período base (seco), sugerindo a influência da sazonalidade na oferta.

6.3 – Mensuração do custo social da degradação da qualidade hídrica

A quantificação dos benefícios e dos custos sociais, advindos das variações na produtividade de um recurso, pode ser uma informação importante para a adoção de políticas públicas voltadas para seu manejo sustentável. Para a implementação do método produtividade marginal, utilizou-se o conceito o conceito de excedente econômico de Marshall, apresentado no Capítulo 2 (Referencial teórico). Antes determinação do valor do serviço ambiental

qualidade hídrica, apresentam-se aspectos conceituais acerca da quantificação dos benefícios econômicos de mudanças tecnológicas

6.3.2 – Aspectos conceituais dos benefícios e custos de mudanças tecnológicas

A quantificação dos benefícios e dos custos sociais, advindos das variações na produtividade de um recurso, pode ser uma informação importante para a adoção de políticas públicas voltadas para seu manejo sustentável. Para a implementação do método produtividade marginal, utilizou-se o conceito de excedente econômico de Marshall, apresentado no Capítulo 2 (Referencial teórico).

Lindner e Jarret (1978), com base no conceito de excedente econômico de Marshall, derivaram uma metodologia para a mensuração dos benefícios sociais associados ao deslocamento da curva de oferta. A partir da utilização das elasticidades da demanda e da oferta em relação a preço, o modelo estabelece uma distribuição do excedente econômico entre consumidores e produtores, gerado pela adoção de novas tecnologias. Um modelo simples de excedente econômico é vastamente utilizado na determinação da magnitude e na distribuição dos benefícios entre “produtores” e “consumidores”. Em vários estudos, os efeitos distributivos de mudanças tecnológicas entre os diferentes grupos de interesse são de relevante interesse.

Lindner e Jarrett (1978) determinam a distribuição do excedente por meio de um modelo linear, ilustrado na Figura 6.1a. No modelo D_0 representa a demanda por um determinado produto homogêneo e S_0 e S_1 representam, respectivamente, a oferta do produto antes e após a mudança tecnológica. O equilíbrio inicial é dado por P_0 e Q_0 , após o deslocamento da oferta, o novo equilíbrio é estabelecido em P_1 e Q_1 .

Na estimativa dos benefícios, Lindner e Jarrett (1978) consideram a forma do deslocamento da curva de oferta, em resposta a mudança tecnológica. Para a quantificação dos benefícios totais, do produtor e do consumidor, o modelo assume uma aproximação linear para as curvas de oferta e de demanda e um deslocamento divergente da curva de oferta. Nesse caso, a distância vertical entre as curvas de oferta aumenta à medida que aumenta a quantidade fornecida, implicando em maiores reduções nos custos médios para os produtores marginais (que adotaram novas tecnologias). O benefício total é mensurado pela área

$A_1M_1M_0A_0$ (X), enquanto as mudanças no excedente do consumidor são determinadas pela área $P_0M_0M_1P_1$ (Y) e o benefício do produtor resulta da diferença entre as áreas X e Y. Lindner e Jarrett (1978) verificaram que os benefícios são sensíveis a natureza do deslocamento da curva de oferta, em determinadas condições de elasticidades da oferta e da demanda. A partir dessa evidência, elaboram-se uma formulação aplicável a todos os tipos de deslocamentos de oferta, visando eliminar estimativas distorcidas dos benefícios.

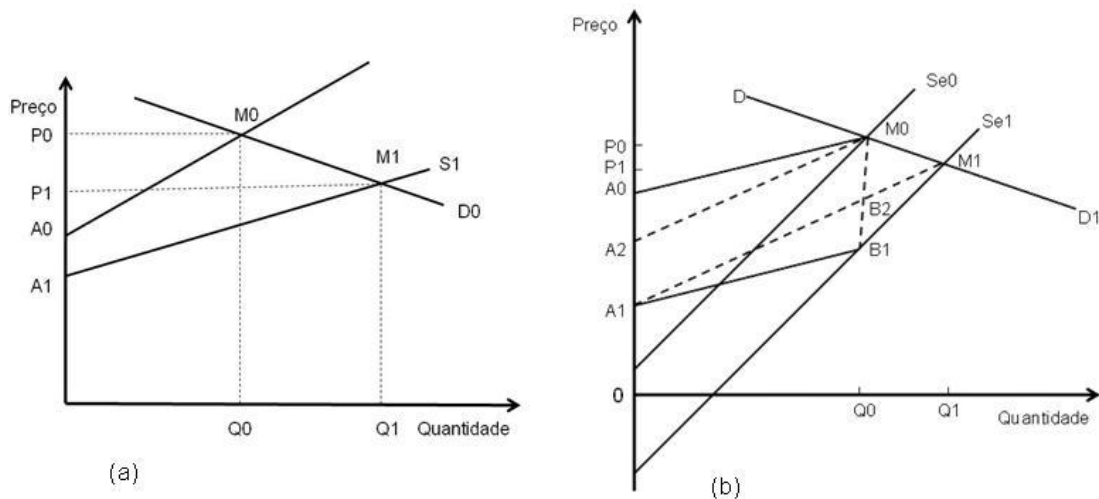


Figura 6.1 – (a) Modelo linear Lindner e Jarrett (1978) e (b) a abordagem de ROSE (1980).

Rose (1980) identificou fragilidades do modelo Lindner e Jarrett (1978), além de fornecer uma alternativa simplificada para a estimativa dos benefícios sociais. Uma delas diz respeito à estimativa dos interceptos, pois Lindner e Jarrett (1978) assumiram que os interceptos A_0 e A_1 poderiam ser estimados independentemente de Se_0 e Se_1 . Rose (1980) retifica a referida abordagem, aplicável somente quando as curvas de oferta e de demanda são lineares, sugerindo uma dobra na curva de oferta abaixo de M_0 . O modelo de Rose (1980), ilustrado na Figura 6.2b, consiste em estimar separadamente a área $M_0M_1B_1$ (X) e especificar o valor de M_0B_1 . O benefício social total é obtido pela soma entre as áreas $M_0M_1B_1$ (X) e $A_0M_0B_1A_1$ (Y). Ao contrário do modelo proposto Lindner e Jarrett (1978), a nova abordagem não apresenta sensibilidade às mudanças na elasticidade, uma vez que X é relativamente pequeno e Y não depende da mesma.

Norton e Davis (1981) aperfeiçoam a concepção de Rose (1980), evidenciando a relevância da magnitude do deslocamento da curva de oferta, em lugar das diferentes concepções na sua forma. Além disso, a elasticidade da demanda é igualmente importante na estimati-

va dos benefícios. Quanto mais inelástica a demanda em relação ao preço, mais provável que os produtores perderão com a adoção de uma nova tecnologia. Além disso, se a elasticidade-preço da oferta é maior do que a elasticidade-preço da demanda, os consumidores tendem a receber uma parcela maior dos benefícios em relação aos produtores.

Posteriormente, a concepção de mensuração dos benefícios de Norton e Davis (1981) foi adaptada por Santana e Khan (1992) para estimar o custo social do desmatamento no Estado do Pará. Moreira (2004) e Angelo (1998) utilizam a abordagem de Santana e Khan (1992) para estimar o custo social do desmatamento da Amazônia. Silva et al (2006) estimaram aos retornos sociais advindos de novas tecnologias na produção de não madeireiros no Estado do Pará. Recentemente, Angelo et al. (2012) utilizaram a referida abordagem na valoração econômica da depredação do Cerrado.

6.3.3 – Aplicação da abordagem ao caso estudado

Nas duas categorias de consumidores de água do Distrito Federal, o custo social da degradação da qualidade hídrica foi mensurado. Para isso, foram utilizados os preços e as quantidades de água comercializada no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008. Para determinação do custo social foram utilizados os parâmetros da Tabela 6.1.

Tabela 6.1 – Parâmetros para as duas classes de consumidores, quantidade média comercializada (m³/mês) e elasticidade-preço.

Parâmetro	Residencial normal	Residencial popular
Elasticidade preço-demanda (η)	- 0,199	-0,182
Elasticidade preço-oferta (ϵ)	0,455	0,704
Quantidade média (Q_2)	6.050.911,17	4.177.529,80

De modo geral, a perda da cobertura florestal resulta em impactos na forma de custo social, comprometendo os benefícios gerados pela comercialização da água. Esses custos recaem totalmente sobre a população usuária de água. Isso porque, na área de estudo, a demanda de água apresentou-se muito inelástica em relação a preço. Como a elasticidade da oferta é bem menos inelástica a preço, o produtor praticamente não é afetado pelo custo social.

Na Tabela 6.2 estão determinados os valores médios anuais do deslocador proporcional da curva de oferta (K) em termos percentuais, do custo social atribuído aos consumidores de água na categoria residencial popular. Os resultados mostram, ainda, a participação do custo social da degradação de serviço ambiental na despesa de água dos consumidores. Em média, o custo social anual da degradação da qualidade hídrica foi estimado em 7,0 milhões de reais, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008, atingindo seu valor máximo em 2004, equivalente a 11,4 milhões de reais.

Tabela 6.2 - Estimativa do custo social da degradação e seus impactos sobre os consumidores de água da categoria residencial popular (em reais de dezembro 2008).

Período	Deslocador oferta K (%)	Custo social cons. CC (R\$)[a]	Receita Total RT (R\$) [b]	[a]/[b] (%)
2003	18,25	7.018.088,38	52.475.180,36	13,37
2004	12,16	11.396.900,77	107.593.621,71	10,59
2005	7,09	3.147.187,16	65.206.391,01	4,83
2006	6,63	3.503.948,93	82.749.367,52	4,23
2007	13,29	7.733.688,48	86.773.597,29	8,91
2008	16,83	9.253.752,58	82.615.521,56	11,20
Média	12,37	7.008.927,72	79.568.946,57	8,86

Em contrapartida, a menor perda de benefício da comercialização da água foi verificada em 2006, quando o custo social da degradação do serviço ambiental de qualidade hídrica que recaí sobre o consumo comprometeu apenas 4,23% do valor da receita total arrecadada. Na categoria popular, o custo social redução do serviço ambiental, no período estudado, comprometeu, em média, 8,9% dos benefícios proporcionados pelo volume de água comercializado nessa categoria. Também a Tabela 6.2 registra um deslocamento médio da curva de oferta de aproximadamente 12,4%.

No período analisado, o comprometimento dos benefícios da arrecadação com comercialização da água, atribuído aos consumidores da categoria popular, em termos absolutos, pode ser visualizada na figura 6.2. Observa-se que as maiores perdas dos benefícios da comercialização da água, devida ao custo social da degradação da qualidade hídrica, ocorreram entre julho de 2007 a outubro de 2008. Por outro lado, as menores perdas de benefícios são verificadas entre agosto de 2005 a julho de 2006.

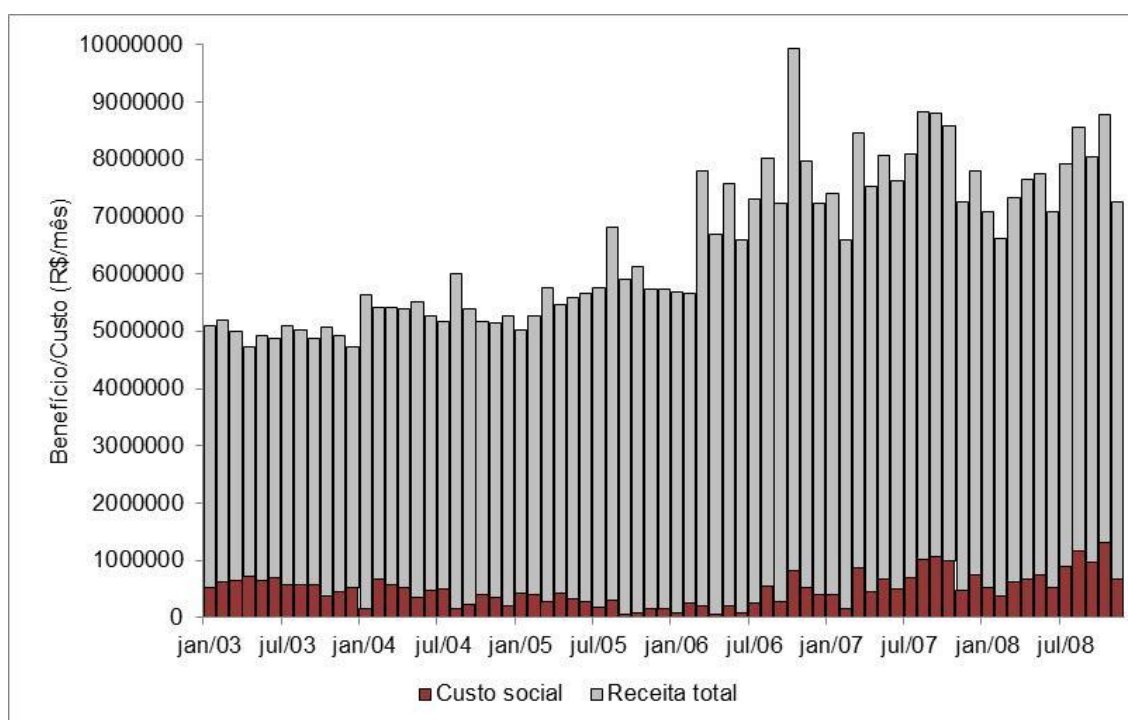


Figura 6.2 – Perdas dos benefícios da comercialização da água na categoria residencial popular.

Na Tabela 6.3 estão determinados os valores médios anuais do deslocador proporcional da curva de oferta (K) em termos percentuais, o custo social anual atribuído aos consumidores de água na categoria residencial normal. Os resultados mostram o comprometimento do benefício total da comercialização da água pelo custo social da degradação de serviço ambiental, atribuído aos usuários da categoria residencial normal.

Tabela 6.3 - Estimativa do custo social da degradação e seus impactos sobre os consumidores de água da categoria residencial normal (em reais de dezembro 2008).

Período	Deslocador oferta K (%)	Custo social cons. CC (R\$)[a]	Receita Total RT (R\$) [b]	[a]/[b] (%)
2003	12,76	8.826.609,34	127.364.456,20	6,93
2004	14,48	19.260.760,74	256.970.981,37	7,50
2005	9,58	8.264.748,33	166.979.901,67	4,95
2006	10,79	10.545.380,30	190.798.939,02	5,53
2007	11,62	11.493.915,72	197.558.409,17	5,82
2008	18,64	19.224.376,01	192.900.974,49	9,97
Média	12,98	12.935.965,07	188.762.276,99	6,78

Nessa categoria, em média, o custo social da degradação da qualidade hídrica foi estimado em 12,9 milhões de reais, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008, atingindo seu valor máximo em 2004 e 2008, o equivalente a 19, 2 milhões de reais. Isso significa

que o custo social comprometeu, em média, cerca de, 6,78% da receita total arrecadada com o volume comercializado na categoria residencial normal. Evidenciou-se um fator deslocador médio da curva de oferta (K) equivalente a 13%, no período estudado. A figura 6.3 ilustra o comprometimento dos benefícios da arrecadação com comercialização da água, decorrente dos custos sociais atribuídos aos consumidores dessa categoria.

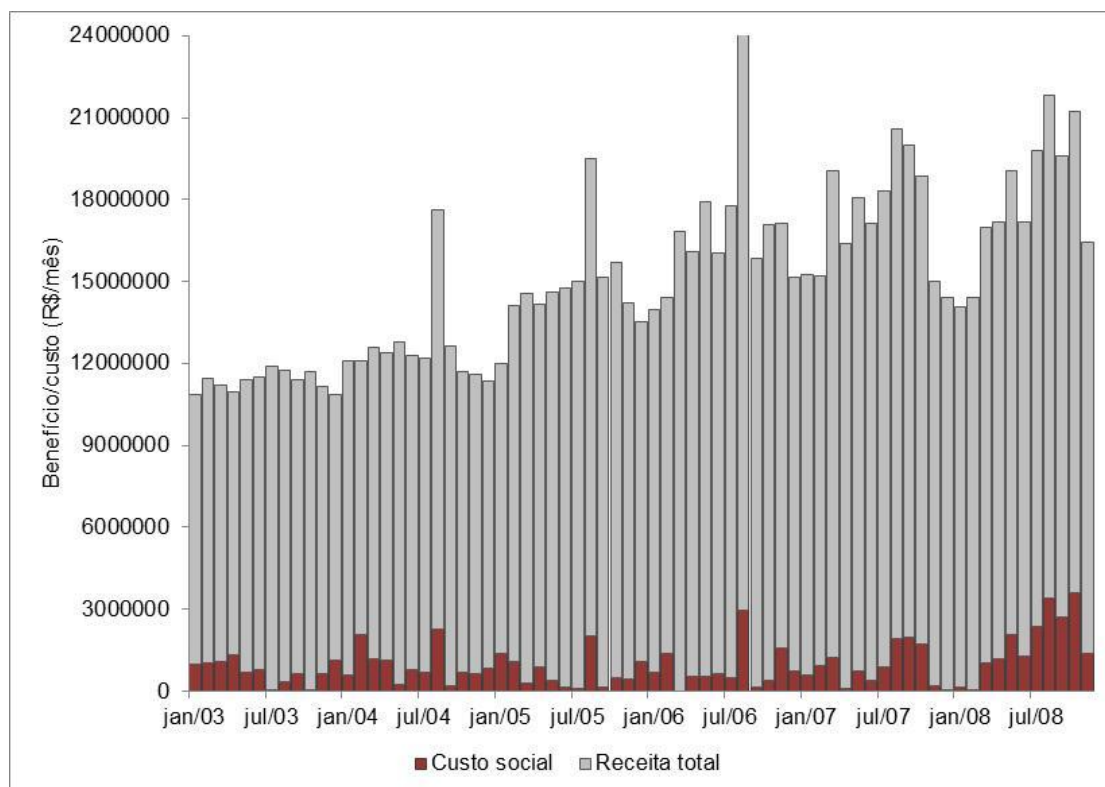


Figura 6.3 – Perdas dos benefícios da comercialização da água na categoria residencial normal.

Nessa categoria, visualizam-se, menores impactos dos custos sociais sobre a população usuária de água, em comparação com a categoria popular (Figura 6.2). Isso porque na categoria normal a demanda de água é menos inelástica em relação a preço. O maior comprometimento dos benefícios da comercialização da água foi percebido, principalmente, em fevereiro de 2004, setembro de 2008, julho de 2008 e agosto de 2008, quando o custo social representou cerca de 20,9%, 20,5%, 18,5% e 16% das despesas de água dos consumidores, respectivamente.

De maneira geral, em ambas as categorias usuárias de água, os custos sociais da degradação da qualidade hídrica atingem praticamente os consumidores. Tal resultado é influenciado pela magnitude das elasticidades estimadas. Tendo em vista que a demanda é mais ine-

lástica às variações de preço em relação à oferta, os consumidores representam o segmento mais penalizado pelo custo social.

Sem a pretensão de fornecer números cabalísticos, procurou-se, a partir do procedimento de valoração formulado, dimensionar o valor do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica, revelando os benefícios ou custos causados por mudanças na qualidade do recurso ambiental. De um lado, os benefícios da conservação correspondem aos ganhos dos consumidores pelas economias proporcionadas, particularmente, nas classes de usuários residenciais, que demonstram resposta menos inelástica a preço.

Por outro lado, o conhecimento da dimensão de valor e da proporção de seus impactos sobre a sociedade, proporciona aos agentes envolvidos na alocação dos usos dos recursos ambientais ganhos de percepção e de motivação. Na prática, porém, a mensuração de valores de referência tende a ser controvertida, devido às diferentes percepções dos agentes envolvidos. Assim, por mais completa e sofisticada que seja a análise, as estimativas sobre o valor econômico, do uso indireto do recurso ambiental, flutuarão em torno de um valor real desconhecido.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As principais conclusões e recomendações deste trabalho podem ser enumeradas como:

1 – O modelo conceitual-empírico formulado permitiu incorporar de maneira sistemática aspectos sociais, econômicos, técnicos e ambientais da área de estudo. Esses aspectos foram traduzidos por variáveis, permitindo avaliar de maneira consistente as respostas da demanda de água e da empresa monopolística face aos seus condicionantes.

2 – Do lado da demanda, as variáveis testadas forneceram coeficientes robustos, coerentes com aqueles encontrados em experiências empíricas relatadas na literatura. A demanda de água na área de estudo mostrou-se muito inelástica em relação a preço, tanto na categoria residencial normal quanto na popular. A magnitude das elasticidades estimadas para o modelo de demanda refletiu o grau de influência dos fatores determinantes e explicaram as desproporcionalidades no consumo de água nas duas classes usuárias.

3 – Para validar os resultados das estimativas do modelo de demanda, seria interessante analisar o comportamento da demanda de maneira desagregada, isto é, a partir de dados obtidos de forma estratificada, considerando a dimensão espacial. Desse modo, seria possível a percepção mais realística acerca do relacionamento entre o consumo de água e hábitos de uso, níveis de renda, fatores comportamentais e composição dos domicílios, características regionais, entre outros aspectos.

4 – A quantidade demandada na categoria popular reagiu muito menos proporcionalmente às variações nos preços, em comparação categoria normal. Apesar diferença sutil entre as magnitudes da elasticidade-preço, a perda de benefícios decorrente dos custos da degradação do serviço ambiental de qualidade hídrica, recaiu em maior proporção sobre a população da classe residencial popular. Tal evidência foi pertinente com as expectativas teóricas, visto que nessa categoria a demanda apresentou resposta mais inelástica a preço em comparação com a categoria normal.

5 – Do lado da oferta, o custo de tratamento de água nas bacias de captação foi modelado em função da sazonalidade e da variável ambiental, dada exogenamente pelo sistema pro-

dutor. Em todas as bacias de captação verificaram-se efeitos positivos e significativos da variação incremental na variável ambiental no comportamento dos custos de tratamento. Portanto, constatou-se a pertinência da utilização da vazão específica de contribuição para a captação, como uma medida da qualidade do serviço ambiental hídrico.

6- Nos sistemas CV, CON-COR e QZ, os efeitos da sazonalidade nos custos de tratamento revelaram-se não significativos. Nos sistemas CH e PZ os efeitos da sazonalidade nos custos de tratamento revelaram-se pouco significativos, demonstrando influência praticamente desprezível entre o período seco e chuvoso. Tais evidências foram atribuídas às condições de preservação das bacias, já que todos os sistemas são abrangidos por áreas protegidas, com destaque para o Sistema Cabeça de Veado.

7- Apesar de todos os sistemas avaliados integrarem unidades de conservação, a maioria das bacias, com exceção do sistema CV, apresentam atividades antrópicas adjacentes. Nesse caso, sugere-se para pesquisas futuras, a inclusão de variáveis para capturar a influência dos efeitos das alterações da cobertura florestal nos custos de tratamento, para evidenciar possíveis efeitos da sazonalidade na formação dos custos.

8 – O modelo especificado para a oferta de água, nas duas categorias usuárias, apresentou um bom poder de explicação, entretanto, os resultados sugerem a inclusão de outras variáveis explicativas relevantes. Os efeitos da variável de interesse, isto é, do preço marginal, foram altamente significativos em ambas às categorias.

9 – Os efeitos da variável D^s indicaram que a produção de água difere entre os períodos seco e chuvoso. Infere-se, portanto, que essa variável, uma vez que captura os efeitos da sazonalidade da produção de água, reflete os impactos das mudanças do serviço ambiental na provisão de qualidade hídrica.

10 – Nas categorias popular e normal, a empresa monopolística reagiu de forma inelástica a preço no curto prazo, com as magnitudes das elasticidades estimadas em 0,70 e 0,45, respectivamente, o que foi condizente com as expectativas teóricas, considerando o curto prazo. Por outro lado, as magnitudes das elasticidades-preço forneceram uma indicação de que os ajustes na produção de água não se deparam com a escassez do insumo ambiental.

11 – A influência dos custos médios na oferta de água foi, praticamente, desprezível, em razão de seu comportamento decrescente com o aumento do nível do insumo ambiental. Os custos marginais também apresentaram taxas de crescimento decrescentes. Esse aspecto evidencia a presença de economias de escala, caracterizando um monopólio natural, o qual constitui uma barreira de entrada, desestimulando outras empresas a entrarem no mercado para concorrer com o monopolista.

12 – A metodologia proposta, além de estimar a dimensão dos custos que recaem sobre a sociedade, permitiu identificar qual o segmento econômico mais atingido pelos impactos da degradação da qualidade hídrica. Essa informação pode ser útil para o delineamento de políticas e instrumentos específicos para internalizar os custos da degradação ambiental em mecanismos formais de pagamento por serviços ambientais.

13 - As medidas das variações nos níveis de bem-estar econômico forneceram uma estimativa do custo social da perda do serviço ambiental de qualidade hídrica. Os custos sociais da perda do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica atingiram na totalidade os consumidores de água do sistema de abastecimento público. Já a empresa de saneamento, representativa do segmento dos produtores, praticamente não sofreu os impactos da degradação da qualidade hídrica, dada sua estrutura monopolista.

14 – Na categoria popular, o custo social representou 8,9% da despesa total de água dos consumidores dessa categoria, no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2008. Na categoria normal, o custo social representou o equivalente a 6,8% da despesa total de água dos consumidores naquele período.

15 - A magnitude dos custos sociais da degradação da qualidade hídrica deveria ser avaliada sob uma perspectiva econômica global, pois atingem diferentes segmentos da sociedade. Idealmente, os mecanismos voltados para a conservação, tais como valores estipulados para os pagamentos por serviços ambientais, deveriam ser proporcionais aos benefícios da conservação ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAD, E. P. G. Proposta de fixação do preço da água para irrigação na agricultura utilizando a metodologia da programação matemática positiva. Porto Alegre, 2007. 227p. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.
- ACHARYA, G.; BARBIER, E. Valuing groundwater recharge through agricultural production in the Hadejia-Nguru wetlands in North Nigeria. *Agricultural Economics*, v. 22, p.247– 259, 2000.
- ADAMOWICZ, V. Alternative Valuation Techniques: A Comparison and Movement to a Synthesis. In: *Environmental Valuation: New Perspectives*, CAB International. 1995.
- AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL. ADASA. Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, PGIRH. Disponível em: http://www.adasa.df.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=413%3Asirh-planos-de-recursos-hidricos&Itemid=303> Acesso em: 20 set. 2011.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA. Modificações das condicionantes existentes no Código Florestal. Nota Técnica nº 045/2010-SIP-ANA. Disponível em: <http://www.isa.utl.pt/def/files/File/disciplinas/tpf/TecProdFlor_Mod1_Aula3a.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2011.
- AGTHE, D. E.; BILLINGS, R. B. Dynamic models of residential water demand. *Water Resources Research*, v.16, n. 3, p.476–480, 1980.
- AGTHE, D. E.; BILLINGS, R. B. Equity, Price Elasticity, and Household Income Under Increasing Block Rates for Water. *American Journal of Economics and Sociology*, v. 46, n. 3, p. 273–286, 1987.
- AGUDELO, J. I. The economic valuation of water principles e methods. *Value of Water Research Report Series*, UNESCO-IHE, n.5, 2001. Disponível em:< <http://www.waterfootprint.org/?page=files/home>> Acesso em: 07 jul 2010.
- ANDRADE, T. ; BRANDÃO, A. S. P. ; LOBÃO, W. J. A. SILVA, S. L. Q. Saneamento urbano: a demanda residencial por água. *Pesq. Plan. Econ.*, v.25, n.3, p. 427-448, 1995.
- ANGELO, H. Custo social das exportações brasileiras de madeiras tropicais na floresta amazônica. *Revista Árvore*, Viçosa, v.22, n.4, p. 495-501, 1998.
- ANGELO, H.; POMPERMAYER, R. S.; VIANA, M. C.; ALMEIDA, A. N.; MOREIRA, J. M. M. A. P.; SOUZA, A. N. Valoração econômica da depredação do Pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.) no Cerrado brasileiro. *Scientia Forestalis*, v. 40, n. 93, p.13-23, 2012.
- ARBUÉS, F.; BARBERÁN, R.;VILLANÚA, I. Water price impact on residential water demand in the city of Zaragoza, a dynamic panel data approach. 40th European Congress of the European Regional, Studies Association (ERSA), Barcelona, Espanha. 2000.

- ARBUÉS, F.; GARCIA-VALIÑAS, M.; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimation of residential water demand: a state of the art review, *Journal of Socio-Economics*, v.32, p. 81–102, 2003.
- AYLWARD, B. A.; BARBIER, E. B. Valuing environmental functions in developing countries. *Biodiversity and Conservation*; v.1, p.34-50, 1992.
- ANGELO, H. POMPERMAYER, R. S. ALMEIDA, A. N., MOREIRA, J. M. O custo social do desmatamento da amazônia brasileira: o caso da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*). *Ciência Florestal*, Santa Maria. No prelo, 2011.
- BALLING, R. C.; GOBER, P. Climate variability and residential water use in the city of Phoenix, Arizona. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v.46, n.7, p.1130-1137, 2007.
- BARBIER, E. B. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove–fishery linkages. *Ecological Economics*, v. 35, p.47-61, 2000.
- BARBIER, E. B., STRAND, I. Valuing mangrove-fishery linkages:a case study of Campeche, Mexico. *Environmental and Resource Economics*, v. 12, n.2, p.151-166. 1998.
- BARKATULLAH, N. OLS and instrumental variable price elasticity estimates for water in mixed-effects model under multiple tariff structure. *Working Papers in Economics*, Paper No 226, Department of Economics, University of Sydney, 1996.
- BARTOSZCZUK, P.; NAKAMORI, Y. Modeling sustainable water prices. In: *Handbook of Sustainable Development Planning: Studies in Modelling and Decision Support*, Edward Elgar Publishers, Cheltenham, Reino Unido. 2004.
- BATEMAN, I. J.; WILLIS, K.G. Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries. Oxford University Press, Oxford, 1999.
- BENHIN, J. K. A. Agriculture and deforestation in the tropics: A critical theoretical and empirical review. *Ambio*, Royal Swedish Academy of Sciences, v. 35, n. 1, p. 9-16, 2006.
- BELL, F. The economic value of saltwater marsh supporting marine recreational fishing in the Southeastern United States. *Ecological Economics*, v. 21, p. 243– 254. 1997.
- BILLINGS, B. R., AGTHE, D. E. Price elasticities for water: a case of increasing block rates. *Land Economics*, v.56, n.1, p.73-84, 1980.
- BILLINGS, B. R., AGTHE, D. E. Price Elasticities for Water: A Case of Increasing Block Rates: Reply. *Land Economics*, v. 57, n.2, p. 276-78, 1981.
- BILLINGS, B. Specification of Block Rate Price Variables in Demand Models. *Land Economics*, v.. 58, n. 3 p. 386-394, 1982.
- BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. Forest environmental services: an overview. In: *Selling forest environmental services, market-based mechanisms for conservation and development*. London: Earthscan Publications, 2002. 299p.

- BISHOP, J. Valuing Forests: a review of methods and applications in developing countries. Environmental Economics Program International Institute for Environment and Development (IIED), 1999. Disponível em: <<http://www.worldbank.org>> Acesso em: 12 set. 2009.
- BORGES, K. M. R. ; SANTOS, P.M.C. Modelo Linear de Mistura Espectral – MLME aplicado ao monitoramento do Cerrado, Bacia do Rio Carinhanha (MG-BA). In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, RN. Anais. São José dos Campos, SP, INPE. 2009.
- BOSCH, J. M. ; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. Journal of Hydrology, v. 55, p. 3–23, 1982.
- BOLT, K.; RUTA, G.; SARRAF, M. Estimating the cost of environmental degradation. The World Bank Environment Department, World Bank, 80p. 2005.
- BRASIL. Decreto nº. 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília, DF, 23 agosto 2002.
- BROWN, T. C.; HOBBS, M. T.; RAMIREZ, J. A. Spatial distribution of water supply in the coterminous United States. Journal of the American Water Resources Association, JAWRA, American Water Resources Association, v. 44, n. 6, p. 1474-1487, 2008.
- BRUIJNZEEL, L.A. Tropical forests and environmental services: not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems and Environment, v.104, p. 185–228, 2004.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO International Hydrological Programme. A publication of the Humid Tropics Programme, UNESCO, Paris, 1990.
- BUCHANAN, J. M. Peak Loads and Efficient Pricing: Comment. Quarterly Journal of Economics, v.80, n.3, p. 463-471. 1966.
- BUCHANAN, J. M. The Theory of Monopolistic Quantity Discounts. The Review of Economic Studies, v. 20, n. 3, p. 199-208, 1952 – 1953.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. CAESB. Informações das captações de água operadas pela CAESB. DP/PHI/PHIP/PHIPP, 42p, 2005.
- CALDER, I. R. Forests and Hydrological Services: Reconciling public and science perceptions. Land Use and Water Resources Research, v. 2 , p.2.1–2.12, 2002. Disponível em: <http://www.luwrr.com/uploads/paper02-02.pdf> > Acesso em: 09 set 2009.
- CALDER, I.R. Land use impacts on water resources. Background paper 1. FAO Electronic Workshop on Land-Water Linkages in Rural Watersheds. 18 September – 27 October 2000. Disponível em: < <http://www.fao.org/ag/agl/watershed/>> Acesso em: 08 set. 2009.
- CALDER, I. R. ; REID, I. ; NISBET, T. ; ROBINSON, M. R. Trees and Drought Project on Lowland England. Project Proposal to the Department of the Environment, Institute of Hydrology & Loughborough University, 1997.

- CALDER, I.R. The hydrological impact of land-use change (with special reference to afforestation and deforestation). Priorities for water resources allocation and management, Proc. Conf. Natural Resources and Engineering Advisers Conference. Southampton: Overseas Development Administration. 1992.
- CARVER, P.; BOLAND, J. Short run and long run effects of price on municipal water use. *Water Resources Research*, v.16, n.4, p.609–616, 1980.
- CHICOINE, D. L.; RAMAMURTHY, G. Evidence on the specification of price in the study of domestic water demand. *Land Economics*, v. 62, n.), p. 26–32.1986.
- CHICOINE, D. L.; DELLER, S.C.; RAMAMURTHY, G. Water demand estimation under block rate pricing: a simultaneous equation approach. *Water Resources Research*, v. 22, n.6, p.859–863, 1986.
- COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL. CODEPLAN. Anuário Estatístico do Distrito Federal. Governo Do Distrito Federal, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano, Habitação e Meio Ambiente, SEDUMA, 2010. Disponível em: < <http://www.codeplan.df.gov.br/> > Acessado em: 10 dez. 2011.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DE BRASÍLIA. SIAGUA. Sinopse do Sistema de Abastecimento de Água, CAESB, Brasília, DF, 2008.
- COSTANZA, R. ; FARBER, S. The Economic Value of Wetlands Systems. *Journal of Environmental Management*, v. 24, n. 1, p.41-51. 1987.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S., GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R.; SUTTON, P. ;VAN DEN BELT, M. The value of the world'secosystem services and natural capital. *Nature*, v.387, 1997.
- CRETAZ, A. L.; BARTEN, P. K. land use effects on streamflow and water quality in the northeastern United States. CRC Press, Boca Raton, Flórida, 319p, 2007.
- CURRIE, J. M. ; MURPHY, J. A. ; SCHMITZ, A. The Concept of Economic Surplus and Its Use in Economic Analysis. *The Economic Journal*, v. 81, n. 324, p. 741-799, 1971.
- DALHUISEN, J.; FLORAX, R.; DE GROOT, H.; NIJKAMP, P. Price and income elasticities of residential water demand: a meta-analysis. *Land Economics*, v.79, n.2, p. 292–308, 2003.
- DANDY, G.; NGUYEN, T.; DAVIES, C. Estimating residential water demand in the presence of free allowances. *Land Economics*, v. 73, n.1, p.125–139, 1997.
- DAVISSON, W. I.; RANLETT, J. G. Introdução à análise microeconômica. Editora Atlas, São Paulo, 1974, 223p.
- DEARMONT, D.; MCCARL, B. A.; D. A. TOLMAN. Costs of Water Treatment Due to Diminished Water Quality: A Case Study in Texas. Texas A&M University Department of Agricultural Economics. College Station, TX. 1997.
- DE GROOT, R. ; WILSON, M. ; BOUMANS, R. A typology for the classification, descriptions and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological. Economics*, v.41, p.393–408, 2002.

- DELLER, S.; CHICOINE, D.; RAMAMURTHY, G. Instrumental variables approach to rural water service demand. *Southern Economic Journal*, v. 53, n. 2, p. 333–346. 1986.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. DAE. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, seu Programa de Investimentos e a Regulamentação da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, do Estado de São Paulo: Etapa 9 impacto da cobrança pelo uso da água por tipo de usuário. Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento, 2004. 141p.
- DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS. DIEESE. Pesquisa de Emprego e Desemprego no Distrito Federal. Disponível em: <<http://www.dieese.org.br/ped/brs/pedbrs0610.pdf>> Acesso em: 24 nov. 2010.
- DHARMARATNA, D.; HARRIS, E. Estimating Residential Water Demand using the Stone-Geary Functional Form: the Case of Sri Lanka. Monash University, Department of Economics, Issn 1441-5429 Discussion paper 46/10, 2010.
- DINAR, A.; SUBRAMANIAN, A. Policy implications from water pricing in various countries. *Water Policy*, v.1, n. 2, p.239-250, 1998.
- DZIEGIELEWSKI, B. Wate Supply Economics.In: *Managing Urban Water Supply*, Kluwer Academic, Publishers, Dordrecht, Boston, Londres, p.47-70. 2003.
- ECONOMICS FOR THE ENVIRONMENT CONSULTANCY. EFTEC. The economic, social and ecological value of ecosystem services: a literature review. Relatório Final, Londres, 2005. Disponível em: < <http://jncc.defra.gov.uk/page-4025>> Acesso em: 24 set. 2011.
- ELLIS, G. M. ; FISHER, A. C. Valuing the environment as input. *Journal of Environmental Management*, v. 25, p.149-156, 1987.
- ELSIN, Y. K.; Kramer, R. A. Jenkins, W. A. Valuing Drinking Water Provision as an Ecosystem Service in the Neuse River Basin. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v.136, n.4, p.474-482, 2010
- ENGLE, R.; GRANGER, C. W. J. Cointegration and error correction: Representation, estimation and testing, *Econometrica*, v. 55, n. 2, p.251-76, 1987.
- ERNST, C.; GULLICK, R.; NIXON, K. Protecting the source: conserving forests to protect water. *American Water Works Association, Opflow*, v.35, n.5, 2004.
- ERNST, C. Protecting the source: land conservation and the future of America's drinking water. Trust for Public Land, Washington, 2004.
- ESPEY, M.; ESPEY, J.; SHAW, W. D. Price elasticity of residential demand for water: A meta-analysis. *Water Resources Research*, v. 33, n.6, p.1369–74. 1997.
- FABBRI, P.; FRAQUELLI, G. Costs and Structure of Technology in the Italian Water Industry, *Empirica*, v.27, n.1, p.65-82. 2000.
- FARBER, S.; COSTANZA, R.. The economic value of wetlands systems. *Journal of Environmental Management*, v. 24, p. 41-51, 1987.

- FIGUEROA, E. B.; PASTEN, R. C. Forest and water: the value of native temperate forests in supplying water for human consumption: a comment. *Ecological Economics*, v.67, p. 153-156, 2008.
- FIGUEROA E. B.; PASTEN R. C. Improving Benefit Transfer for Wetland Valuation: Income Adjustment and Economic Values of Ecosystem Goods and Services. *Wadden Academy*, 40p, 2011.
- FORSTER, L.; BARDOS, C. P.; SOUTHGATE, D. D. Soil erosion and water treatment costs. *Journal of Soil Water and Conservation*, 42, n.5, p. 349–352, 1987
- FOSTER, H. S., BEATTIE, B. R. Urban residential demand for water in the United States. *Land Economics*, v.55, n.1, p. 43-58, 1979.
- FOSTER, H. S., BEATTIE, B. R. Urban residential demand for water in the United States: Reply. *Land Economics*, v.57, n. 2, p. 257-265, 1981a.
- FOSTER, H. S., BEATTIE, B. R. On the Specification of Price in Studies of Consumer Demand under Block Price Scheduling. *Land Economics*, v. 57, n. 4, p. 624-629, 1981b.
- FRAQUELLI, G.; PIACENZA, M.; VANNONI, D. Scope and Scale Economies in Multi-utilities: Evidence from Gás, Water and Electricity Combinations. In: XIV Conferenza Società italiana di economia pubblica, Il Futuro Dei Sistemi Di Welfare Nazionali Tra Integrazione Europea e Decentramento Regionale, Coordinamento, competizione, mobilità, Pavia, Università, 2002.
- FREEMAN III, A.M., HARRINGTON, W., 1990. Measuring welfare values of productivity changes. *Southern Economic Journal*, v.56, n. 4, p.892–904, 1990.
- FREEMAN, A. M. Valuing environmental resources under alternative management regimes. *Ecological Economics*, v. 3, p. 247–256, 1991.
- FREEMAN, J.; MADSEN, R.; HART, K. Statistical analysis of drinking water treatment plant costs, source water quality, and land cover characteristics. Disponível em: <http://wren.palwv.org/library/documents/landnwater_9_2008_Whitepaper.pdf> Acesso em: 25 out 2011.
- GARBOR, A. A Note on Block Tariffs. *Review of Economic Studies*, v. 23, p. 32-41, 1955-1956.
- GARCIA, S.; REYNAUD, A. Estimating the benefits of efficient water pricing in France. *Resource and Energy Economics*, v.26, n.1, p. 1–25, 2004.
- GARCIA-VALIÑAS, M. A. Efficiency and equity in natural resources pricing: A proposal for urban water distribution services. *Environmental & Resource Economics*, v.32, n.2, p.183-204, 2005.
- GAUDIN, S.; GRIFFIN, R.; SICKLES, R. Demand specification for municipal water management: evaluation of the Stone–Geary form. *Land Economics*, v. 77, n.3, p.399-422, 2001.
- GAUDIN, S. Effect of price information on residential water demand. *Applied Economics*, v. 38, p.383–393, 2006.

- GEORGIU, S. , WHITTINGTON, D., PEARCE, D., MORAN, D. Economic values and the environment in the developing world. Cheltenham, UK, Edward Elgar, 1997.
- GOTTLIEB, M. Urban Domestic Demand for Water: A Kansas Study. *Land Economics*, v. 39, p. 204-210, 1963.
- GRIFFIN, R. C.; CHANG, C. Pretest analysis of water demand in thirty communities. *Water Resources Research*, v.26, n.10, p.2251–2255, 1990.
- GRIFFIN, R. C.; CHANG, C. Seasonality in Community Water Demand. *Western Journal of Agricultural Economics*, *Western Agricultural Economics Association*, v.16, n. 2, p.207-217, 1991.
- GRIFFIN, A. H., MARTIN, W. E., WADE J. C. Urban residential demand for water in the United States: comment. *Land Economics*, v.57, p.252- 256, 1981.
- GUJARATI, D. N. *Econometria Básica*. 3. ed., São Paulo: Makron Books, 2000. 846p.
- HACKETT, S. C. *Environmental and natural resources economics: theory, policy and the sustainable society*. Londres (Inglaterra), Editora M. E. Sharpe, 524p., 2006.
- HALVORSEN, R. F. Short-run Determinants of Residential Electricity Demand. Discussion Paper, n. 73-13. Institute for Economic Research, University of Washington, Seattle, 1973.
- HAMILTON, L.S. Tropical watershed forestry – aiming for greater accuracy. *Ambio*, v. 16: p.372–373. 1987.
- HANLEY, N. ; SPASH, C. L. *Cost-benefit analysis and the environment*. Reino Unido (Inglaterra), Editora Edward Elgar, 278p., 1993.
- HAMILTON, L.S. ; KING, P.N. Tropical forested watersheds, hydrologic and soils response to major uses or conversions. Colorado: Westview Press, 1983.
- HAMILTON, L.S. Tropical watershed forestry – aiming for greater accuracy. *Ambio*, v. 16, n.6, p. 372–373. 1987.
- HAUSMAN, J. A. ; KINNUCAN, M. ; McFADDEN, D. A two level electricity demand model: Evaluation of the Connecticut time-of-day pricing test. *Journal of econometric*, v. 10, p. 263-29-89, 1979.
- HEADLEY, J. C. The relation of family income and use of water for residential and commercial purposes in the san francisco-oakland metropolitan area. *Land Economics*,v. 39, n. 4, p. 441-449, 1963.
- HERMANN, B. M. Estimando o preço implícito de amenidades urbanas: evidências para o município de São Paulo. São Paulo, 2003. 74p. Dissertação, Faculdade de economia, administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, FEAUSP, São Paulo.
- HEWITT, J.; HANEMANN, W. A discrete/continuous choice approach to residential water demand under block rate pricing. *Land Economics*, v.71, n.2, p.173–192, 1995.
- HIGGS, H.; WORTHINGTON, A. Consumer preferences and charging options in a large urban municipality: A case study. *Public Works Management and Policy*, v. 5, n.3, p. 209–207, 2001

- HOFFMAN, M.; WORTHINGTON, A.C. HIGGS, H. Urban water demand with fixed volumetric charging in a large municipality: The case of Brisbane, Australia. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, n. 50, p. 347–359, 2006.
- HÖGLUND, L. Household demand for water in Sweden with implications of a potential tax on water use. *Water Resources Research*, v.35, n.12, p.3853-3863,1999.
- HOLMES, T. P. The offsite impact of soil erosion on the water treatment industry. *Land Economics*, v.64, n.4, p.356–366, 1988.
- HOMMA, A. K. O. ; WALKER, R. T. ; CARVALHO, R. A. ; CONTO, A. J. ; FERREIRA, C. A. P. . Razões de risco e rentabilidade na destruição de recursos florestais: o caso de castanhais em lotes de colonos no Sul do Pará. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 27, n. 3, p. 515-535, 1996.
- HORNBECK, J. W. ; ADAMS, M. B. ; CORBETT, E. S. ; VERRY, E. S. ; LYNCH, J. A. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology*, v. 150, p. 323–344, 1993.
- HOUTHAKKER, H. Electricity tariffs in theory and practice. *The Economic Journal*, v. 61, n. 241, p.1–25, 1951.
- HOWARTH, R.; FARBER, S. Accounting for the value of ecosystem services. *Ecological Economics*, v. 41, n.3, p. 421–429, 2002.
- HOWE, C.W.; LINAWEAVER, F. P. The impact of price on residential water demand and its relationship to system design and price structure. *Water Resources Research*, v.3, n.1, p.13–32, 1967.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br /cidadesat/ topwindow.htm>> Acesso em: 15 dez 2011.
- JAMES, L. D.; LEE, R. R. *Economics of Water Resources Planning*. New York, McGraw-Hill. 1971.
- JOHANSEN, S. Statistical analysis of cointegration vectors, *Journal of Economic Dynamics and Control*, v. 12, p. 231-254.
- KRAMER, R. ; HEALY, R. ; MENDELSON, R. Forest valuation. In: *Managing the world's forests, looking for balance between conservation an development*. United States of America: International Bank for Reconstruction and development, 1992. 605p.
- LELE, S. Watershed services of tropical forest: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v.1, p. 148-155, 2009.
- LEFTWICH, R. H. *The price system and resource allocation*. Dryden Press, Illinois, Estados Unidos, 401p., 1970.
- LEVINE, D. M.; BERENSON, M. L.; STEPHAN, D. *Estatística: teoria e aplicações – usando MS-Excel*. Livros Técnicos e Científicos, LTC, Rio de Janeiro, 2000.

- LINDNER, P.K.; JARRET, F.G. Supply shifts and the size of research benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 60, n. 1, p. 48-58. 1978.
- LYNNE, G. D. ; CONROY, P. ; PROCHASKA, F. J. Economic value of marsh areas for marine production processes. *Journal of Environmental Economics and Management*, v.8, p.175–186, 1981.
- McFADDEN, D. C., PUIG, C., KIRSCHNER, D. Determinants of the longrun demand for electricity. *Proceedings of the American Statistical Association, Business and Economic Section, Part 1*, p.109-113,1977.
- MAIDMENT, D. R.; MIAOU, S. P. Daily water use in nine cities. *Water Resources Research*, v. 22, n.6, p.845–885. 1986.
- MANKIW, G. *Introdução a Economia: princípios de micro e macroeconomia*. Rio de Janeiro: Editora Campus, 1999. 805p.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Residential water demand in the Northwest of Spain. *Environmental and Resource Economics*, v. 21, n. 2, p.161–187, 2002
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimating water demand under increasing-block tariffs using aggregate data and proportions of users per block. *Environmental and Resource Economics*, v. 26, n.1, p.5–23. 2003a.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R.; NAUGES, C. Is all domestic water consumption sensitive to price control?. *Applied Economics*, v.36, n.15., p.1697-1703, 2004.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. An estimation of residential water demand using cointegration and error correction techniques. *Journal of Applied Economics*, v.10, n. 1, p. 161-184, 2007.
- MARTINS, R.; FORTUNATO, A. Residential water demand under block rates- a Portuguese case study. *Grupo de Estudos Monetários e Financeiros, GEMF*, n.9, 19p., 2005.
- MATTOS, Z. P. B. Uma análise da demanda residencial por água usando diferentes métodos de estimação. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v. 28, n. 1, p.207-224, 1998.
- MERLO, M.; BRIALES, E. Public Goods and Externalities linked to Mediterranean Forests: Economic Nature and Policy. *Land Use Policy*, v.17, n.3, p.197 – 208, 2000.
- MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. MMA. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma cerrado, 2002 a 2008: Dados Revisados. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/Relatorio%20tecnico_Monitoramento%20Desmate_Bioma%20Cerrado_CSR_REV.pdf> Acesso em: 30 out. 2011.
- MONCUR, J. Urban water pricing and drought management. *Water Resources Research*, v. 23, n. 3, p. 393-398, 1987.
- MOREIRA, J. M. A. P. O custo social do desmatamento da Amazônia brasileira. *Dissertação de Mestrado, PPG-Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília*. Brasília, 2004, 46p.
- MOTA, J. A. O valor da natureza: economia e política dos recursos naturais. *Editora Garamond*, 198p. 2001.

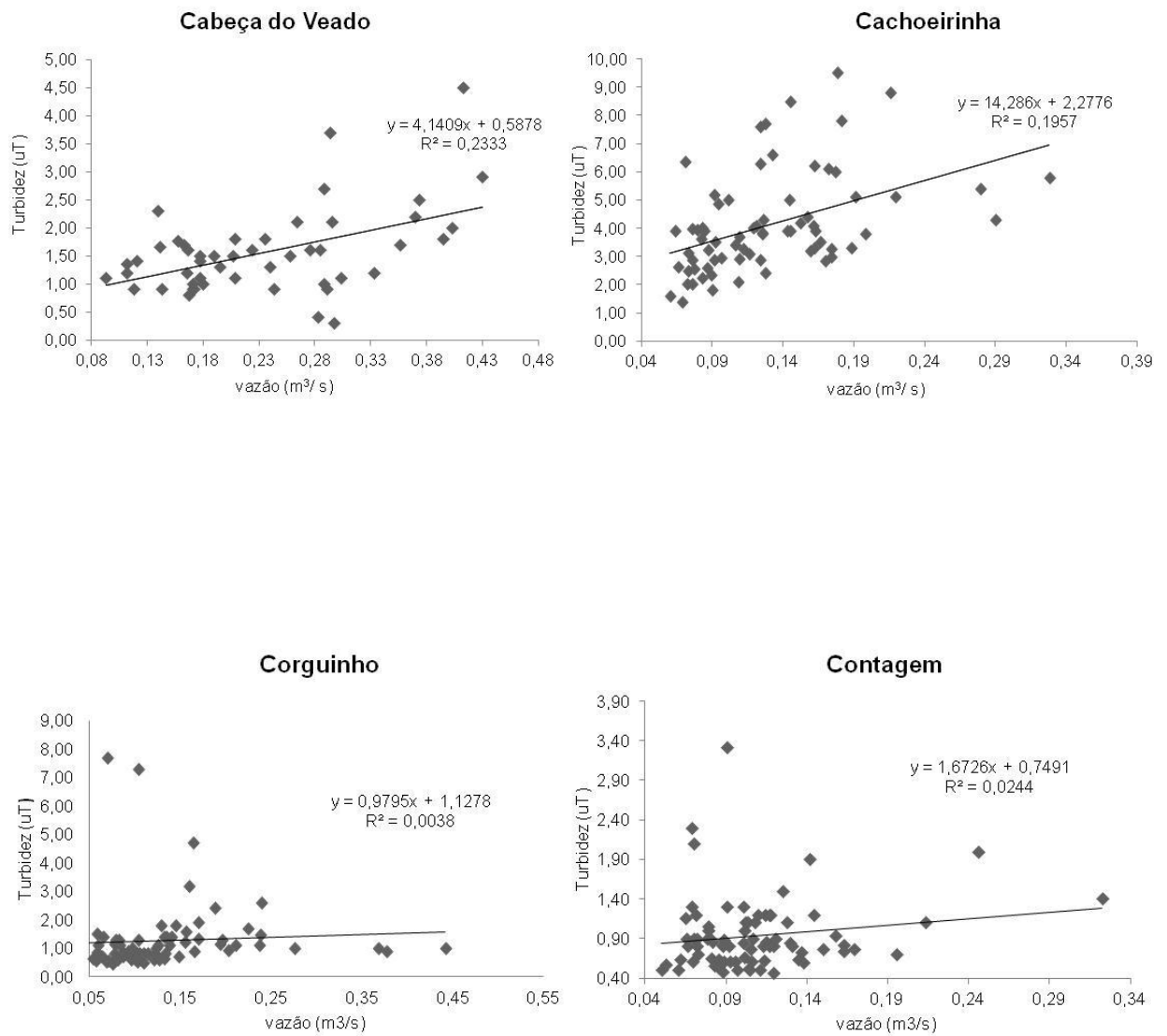
- MOTTA, R. S. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, Rio de Janeiro, 242p, 1997.
- MURRAY, C.; FORSTER, L. A study of pesticide use, farming practices, and community drinking water treatment costs in the Maumee and Great Lakes Basins. Report Series AEDE-RP-0013-01, Agricultural, Environmental, and Development Economics, State University Ohio, Columbia, Ohio, 2001.
- NAHUELHUAL, L.; DONOSO P. ; LARA, A. ; NUÑEZ, D. ; OYARZUN, C. ; NEIRA, E. Valuing ecosystem services of chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability*, v. 9, p.481–499, 2007.
- NAUGES, C.; THOMAS, A. Long-run study of residential water consumption. *Environmental and Resource Economics*, v. 26, n.1, p. 25–43, 2003.
- NIESWIADOMY, M.L.; MOLINA, D.J. Comparing residential water estimates under decreasing and increasing block rates using household data. *Land Economics*, v.65, n.3, p.280–289.1989.
- NIESWIADOMY, M. L.; MOLINA, D. J. A Note on Price Perception in Water Demand Models. *Land Economics*, v. 67, n. 3, p. 352-359, 1991.
- NIESWIADOMY, M. Estimating urban residential water demand: Effects of price structure, conservation, and education. *Water Resources Research* v. 28, n.3, p. 609–615, 1992.
- NIESWIADOMY, M.; COBB, S. Impact of pricing structure selectivity on urban water demand. *Contemporary Policy Issues*. v.11, n.6, p. 101–113. 1993.
- NOGUEIRA, J. M. ; FARIA, R. Métodos de Precificação da Água e uma Análise dos Mananciais Hídricos do Parque Nacional de Brasília. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 35, n. 2, p. 189-217, 2004.
- NORDIN, J. A. A proposed modification of Taylor's demand analysis: comment. *The Bell Journal of Economics* , v.7, n.2, p.719-721, 1976.
- NUNEZ, D.; NAHUELHUAL, L.; OYARZUN, C. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecological Economics*, v.58, n. 3, p. 606– 616, 2006.
- OSHFELDT, R.L. Specification of block rate price variables in demand models: comment. *Land Economics*, v.59, n.3, p. 365–369. 1983.
- OI, W. Y. A. Disneyland Dilemma: Two-Part Tariffs for a Mickey Mouse Monopoly. *Quarterly Journal of Economics*, v. 85, p. 77-96, 1971.
- OPALUCH, J. Urban residential demand for water in the United States: further discussion. *Land Economics*, v. 58, n.2, p.225–227, 1982.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. OECD. Household Water Pricing in OECD Countries. Documento ENV/EPOC/GEEI(98)12/FINAL. Paris, França, 1999. Disponível em: [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=env/epoc/geei\(98\)12/final&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=env/epoc/geei(98)12/final&doclanguage=en) Acesso em: 23 out. 2010.

- PAGE, A.; FRASER, S. Valuing the Water Purification/Filtration Service of Temperate Coastal Rainforests in Southwestern British Columbia: A Stochastic Production Function Approach. In: AERE Summer Conference 2011, Seattle, Washington, 2011.
- PAGGIOLA, S.; VON RITTER, K. ; BISHOP, J. Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. The World Bank Environmental Department, n. 101, 58 p., 2004.
- PATTANAYAK, S. K. ; KRAMER, R. Worth of watersheds: a producer surplus approach for valuing drought control in Eastern Indonesia. *Environment and Development Economics*, v. 6, p.123-146, 2001.
- PEARCE, D. W. The economic value of forest ecosystems. *Ecosystem Health*, v. 7, n.4, p.284-296, 2001.
- PERMAN R, MA, Y, MCGILVARY J. *Natural Resource and Environmental Economics*. Longman Publisher, Reino Unido. 1995.
- PIMENTEL, D.; WILSON, C.; MCCULLUM, C.; HUANG, R.; DWEN, P.; FLACK, J.; TRAN, Q.; SALTMAN, T.; CLIFF, B. Economic and Environmental Benefits of Biodiversity. *BioScience*, v. 47, N. 11, p. 747-757.
- PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D. L. *Microeconomia*. São Paulo: Prentice Hall, 5ª ed., 2002.
- PIZAIA, M. G. Regulação do uso da água, identificação da tarifa econômica de equilíbrio. Florianópolis, 2004. 166p. Tese (Doutorado), PPGEP, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- PIZAIA, M. G.; CÂMARA, M. R. G. . Utilização dos métodos MQO2, mcfadden e variável instrumental em estimativas para a capital paranaense. In: XLV Congresso Brasileiro de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2007, Londrina, Paraná. Anais do XLV Congresso Brasileiro de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2007.
- PIZAIA, M. G. ; ALVES, R. O esquema de tarifas em bloco praticado pelas companhias de água: um estudo dos consumidores residenciais de baixa renda. In: XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Rio Branco, 2008.
- POSTEL, S. L.; THOMPSON, B. H. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. In: *Natural Resources Forum*, v. 29, p. 98–108, 2005.
- QUINTERO, J. D. Lead environmental specialist for Latin America and the Caribbean Region. Environmentally and Socially Sustainable Development Department, Washington, World Bank, 2004.
- REIS, L.V.S. Cobertura vegetal e custo do tratamento de águas em Bacias Hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba. 2004. 215p. Tese. PPG-Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- RENEWICK, M.; ARCHIBALD, S. Demand side management policies for residential water use: Who bears the conservation burden?. *Land Economics* v.74, n.3, p.343–359, 1998.

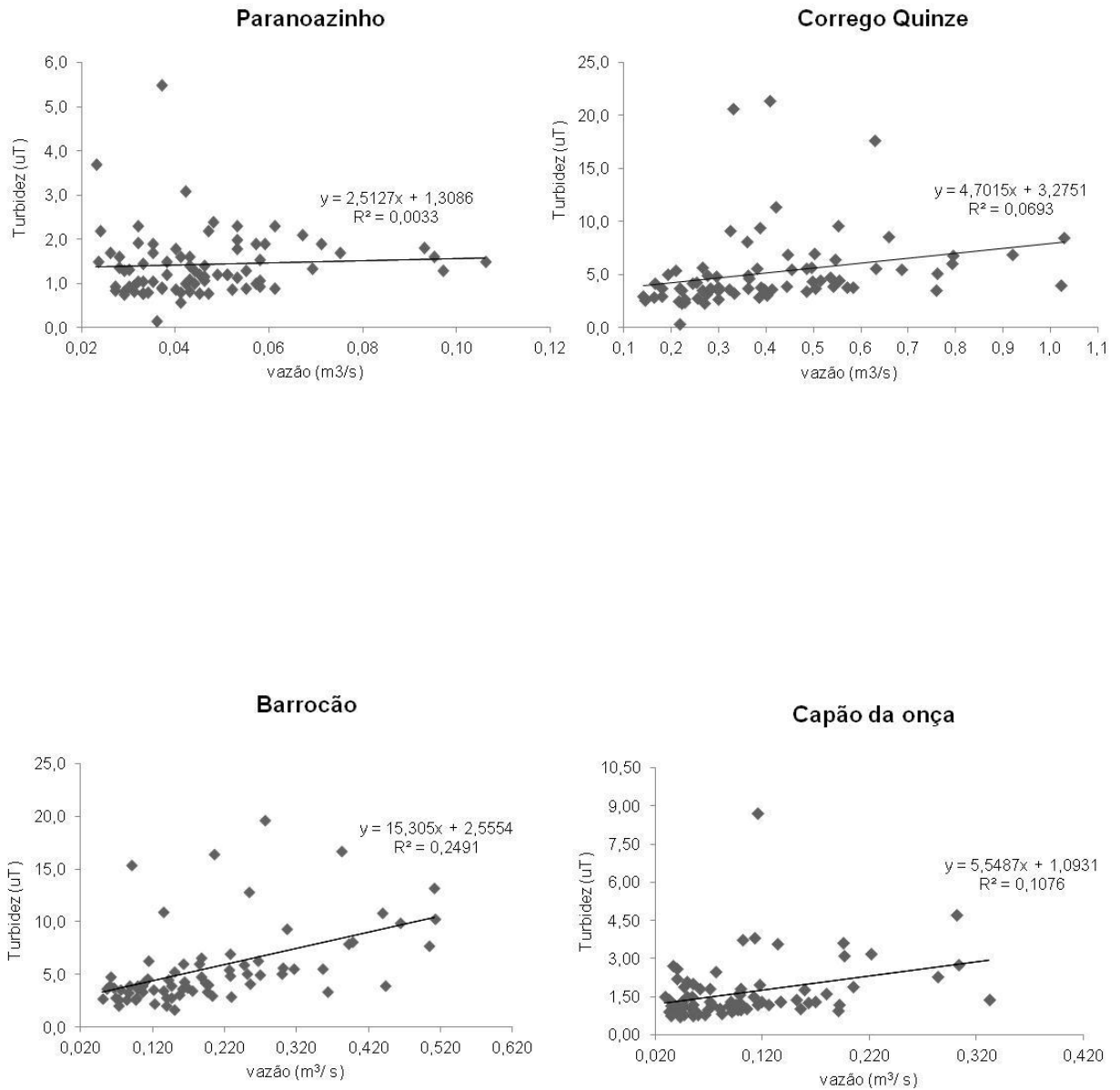
- RIETVELDT, P.; ROUWENDAL, J.; ZWART, B. Block rate pricing of water in Indonesia: An analysis of welfare effects. *Bulletin of Indonesian Economic Studies*, v.36, n.3, p.73–92. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/00074910012331338983> > Acessado em: 10 jul.2010.
- ROBERTS, J. Catchment and process studies in forest hydrology: implications for indicators of sustainable forest management. In: *Criteria and indicators for sustainable forest management*. The International Union of Forestry Research Organizations, IUFRO, Londres, p. 259–310, 2001.
- ROSE, R.N. Supply shifts and research benefits: comments. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 63, n. 2, p. 834-837, 1980.
- SANTANA, A. C.; KHAN, A. S. Custo social da depredação florestal no Pará: o caso da castanha-do-Brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Brasília, v. 30, n.1, p. 253 – 269. 1992.
- SAMUELSON, P. A.; NORDHAUS, W. D. *Economia*. Lisboa: McGraw-Hill, 16^a ed., 1999.
- SCHLEICH, J.; HILLENBRAND, T. Determinants of residential water demand in Germany. *Ecological Economics*, v. 68, n.6, p.1756 – 1769, 2009.
- SCHEFTER, J. E.; DAVID, E. L. Estimating residential water demand under multi-tariffs using aggregate data. *Land Economics*, v.61, n.3, p.272–280, 1985.
- SILVA, I. M.; SANTANA, A. C.; REIS, M. S. Análise dos retornos sociais oriundos de adoção tecnológica na cultura do açaí no Estado do Pará. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, Belém, v. 2, n. 3, p. 25-37. 2006.
- SHIN, J. S. Perception of price when information is costly: evidence from residential electricity demand. *Review of Economics and Statistics*, v. 67, n.4, p.591–598, 1985.
- STEVENS, T. H.; MILLER, J.; WILLIS, C. Effect of price structure on residential water demand. *Water Resources Bulletin*, v. 28, n.4, p. 681–685. 1992.
- SWANK, W. T. ; SWIFT JR. ; L. W. ; DOUGLAS, J. E. Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. In: *Forest Hydrology at Coweeta*, Springer Ecological Studies, v. 66 , p. 297–312, 1988.
- TAYLOR, J. R.; MCKEAN, R. G.; YOUNG, R. A. Alternate Price Specifications for Estimating Residential Water Demand with Fixed Fees. *Land Economics*, v. 80, n. 3, p. 463-475, 2004.
- TAYLOR, L. D. The demand for electricity: a survey. *The Bell Journal of Economics*, v.6, n.1, p.74-110, 1975.
- TAYLOR, L. D.; BLATTENBERGER, G. R.; RENNHACK, R. K. Residential energy demand in the United States. Electric Power Research Institute, Inc, 1981.
- THOMAS, F.; SYME, G. Estimating residential price elasticity of demand for water; a contingent valuation approach. *Water Resources Research*, v. 24, n.2, p.1847–1857. 1988.

- TIMMINS, C. Measuring the Dynamic Efficiency Costs of Regulators' Preferences: Municipal Water Utilities in the Arid West. *Econometrica*, v.70, n.2, p. 603–629, 2002.
- UNEP-WCMC. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional, Brasília, 2011. 44 p. Disponível em: < http://www.pnuma.org.br/admin/publicacoes/texto/UCsBrasil_MMA_WCMC.pdf> Acesso em : 02 fev. 2012
- VIANA, S.N. ; BAUCH, A. A. O uso de imagens CBERS no monitoramento da cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio São Francisco – estudo de caso: Oeste Baiano. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, RN. Anais. São José dos Campos, INPE. 2009.
- WILLIAMS, M.; SUH, B.; The demand for urban water by customer class. *Applied Economics* v.18, n.12, p. 1275-1289,1986.
- WILSON, M. A.; CARPENTER, S. R. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States 1971–1997. *Ecological Applications*, v.9, n.3, p.772–783, 1999.
- WOOLDRIDGE, J. M. Introdução a Econometria: uma abordagem moderna. São Paulo: Thomson learning, 2ª ed., 2002.
- WONG, S. T. A Model on Municipal Water Demand: A Case Study of Northeastern Illinois. *Land Economics*, v. 48, n., p.34-44, 1972.
- WORLD BANK. How much is an ecosystem worth? Assessing the economic value of conservation. Disponível em: <http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServ-er/WDSP/IB/2004/12/07/000012009_20041207120119/Rendered/PDF/308930PAPER0Ecosystem0worth01public1.pdf> Acesso em: 02 fev 2012.
- WORTHINGTON, A. C. HOFMAN, M. An empirical survey of residential water demand modeling. *Journal of Economic Surveys*, v.22, n.5, p.842-871, 2008.
- WORTHINGTON, A. C.; HIGGS, H.; HOFFMANN, M. Modelling residential water demand in Queensland, Australia: A comparative analysis of pricing structures and estimation techniques. University of Wollongong, School of Accounting and Finance Working, Paper Series No. 06/26, 2006, Research Online, 2006. Disponível em: < <http://ro.uow.edu.au/commpapers/301>> Acesso em: 24 mar. 2012.
- YOUNG, R. A. Determining the economic value of water: concepts and methods. *Resources for the Future*. Washington, D.C, 2006.
- YOUNG, R. A. Price elasticity of demand for municipal water: a case study of Tucson. *Water Resources Research*, v. 9, n. 4, p.1068-1072, Tucson, Arizona, 1973.

Apêndice I: Relacionamento entre turbidez e vazão de contribuição para a captação nas bacias produtoras de água para abastecimento público.

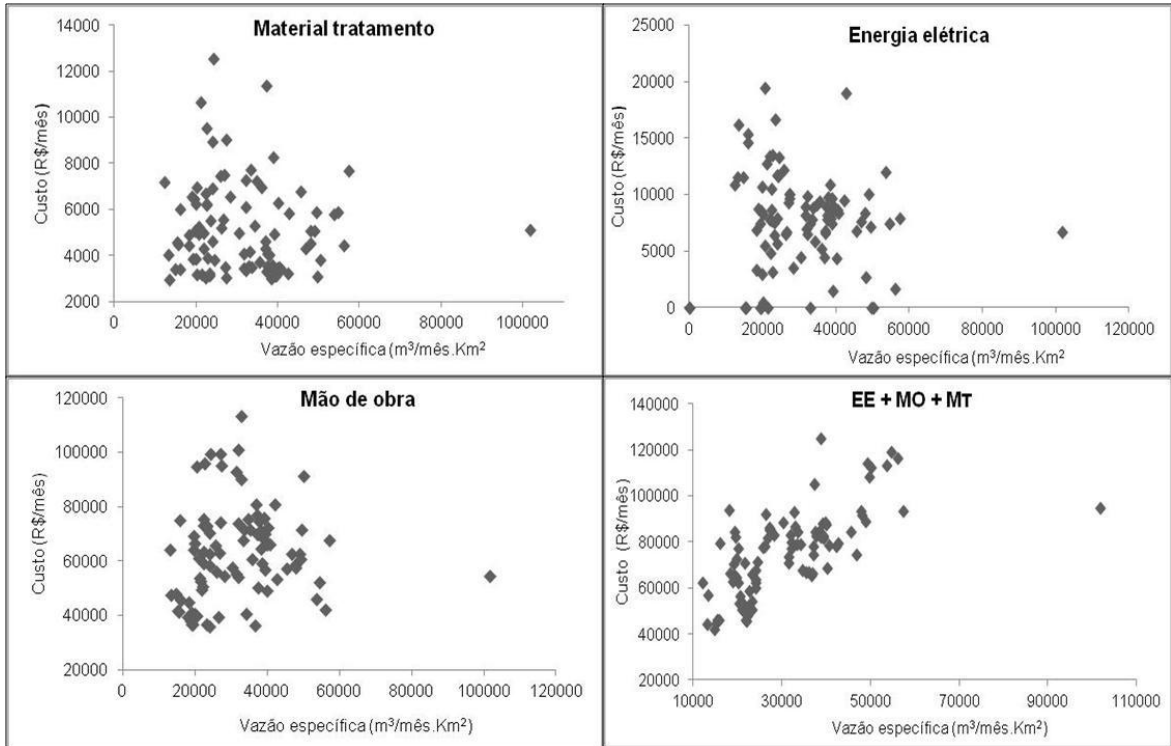


Apêndice I (continuação): Relacionamento entre turbidez e vazão de contribuição para a captação nas bacias produtoras de água para abastecimento público.

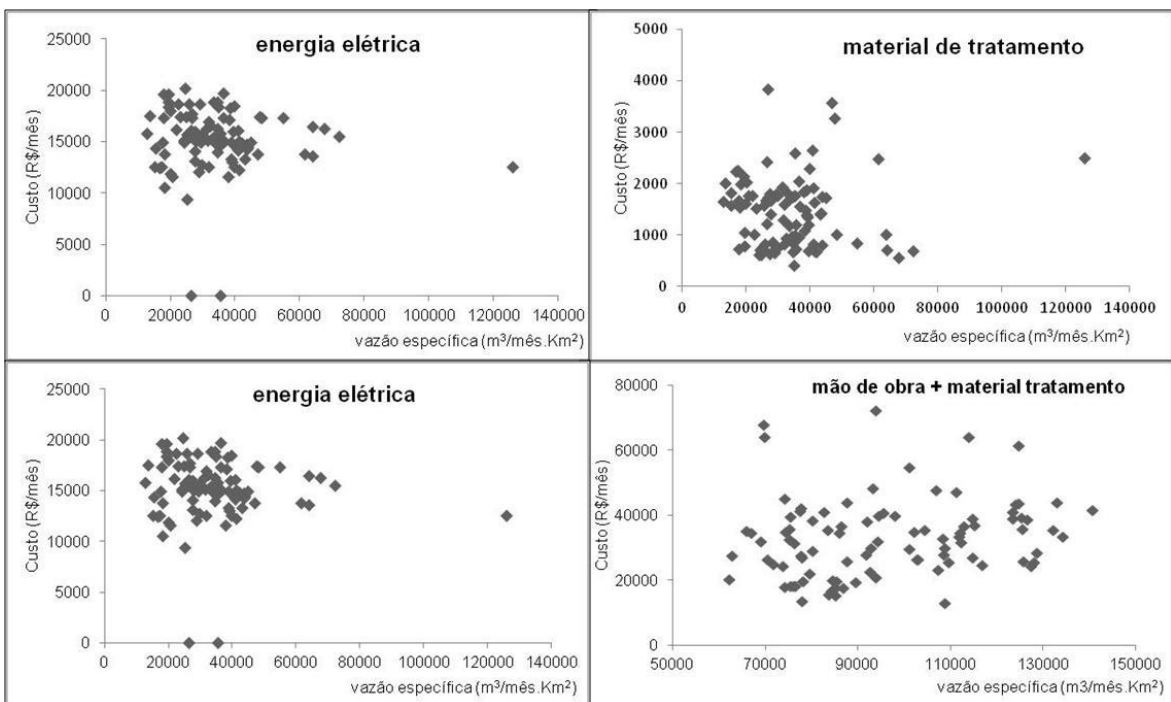


Apêndice II: Evolução dos custos com o insumo ambiental.

Cabeça do Veado

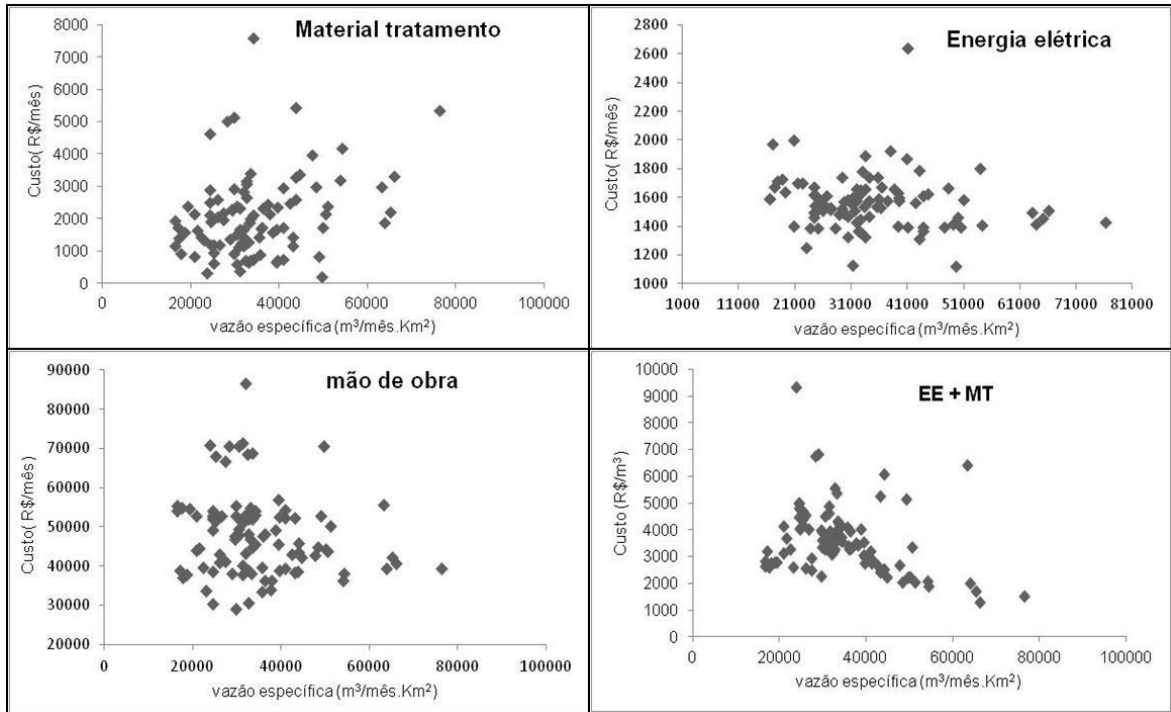


Cachoeirinha

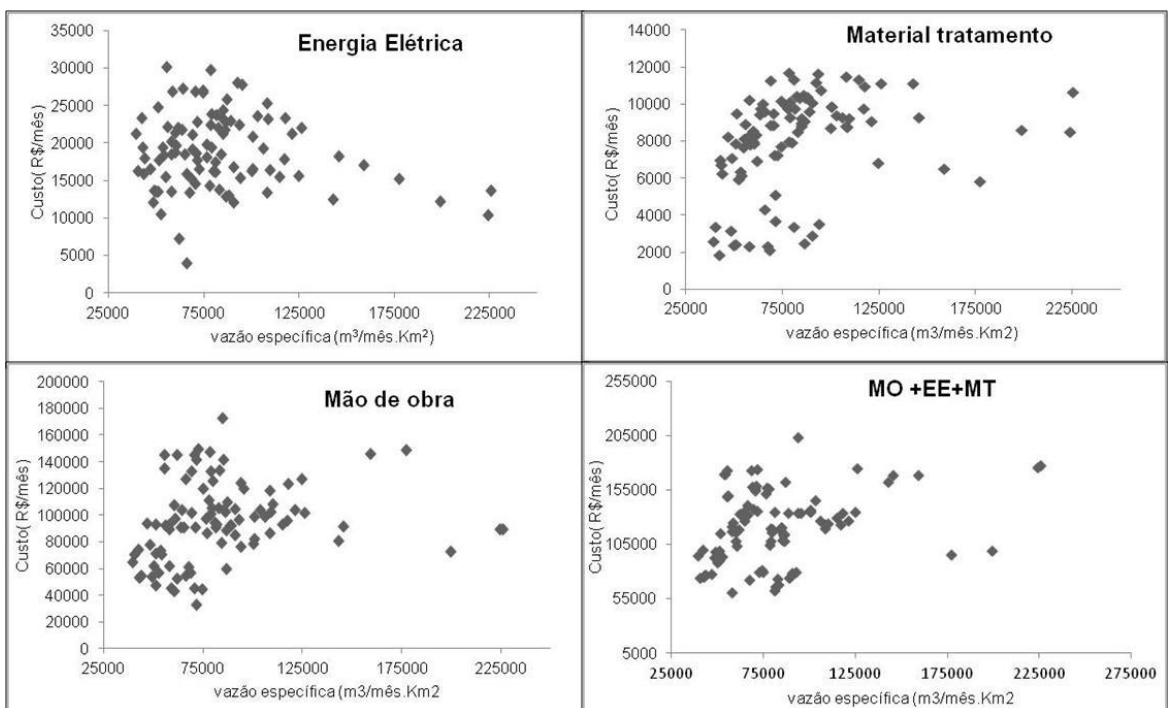


Apêndice II (continuação): Evolução dos custos com o insumo ambiental.

Paranoazinho

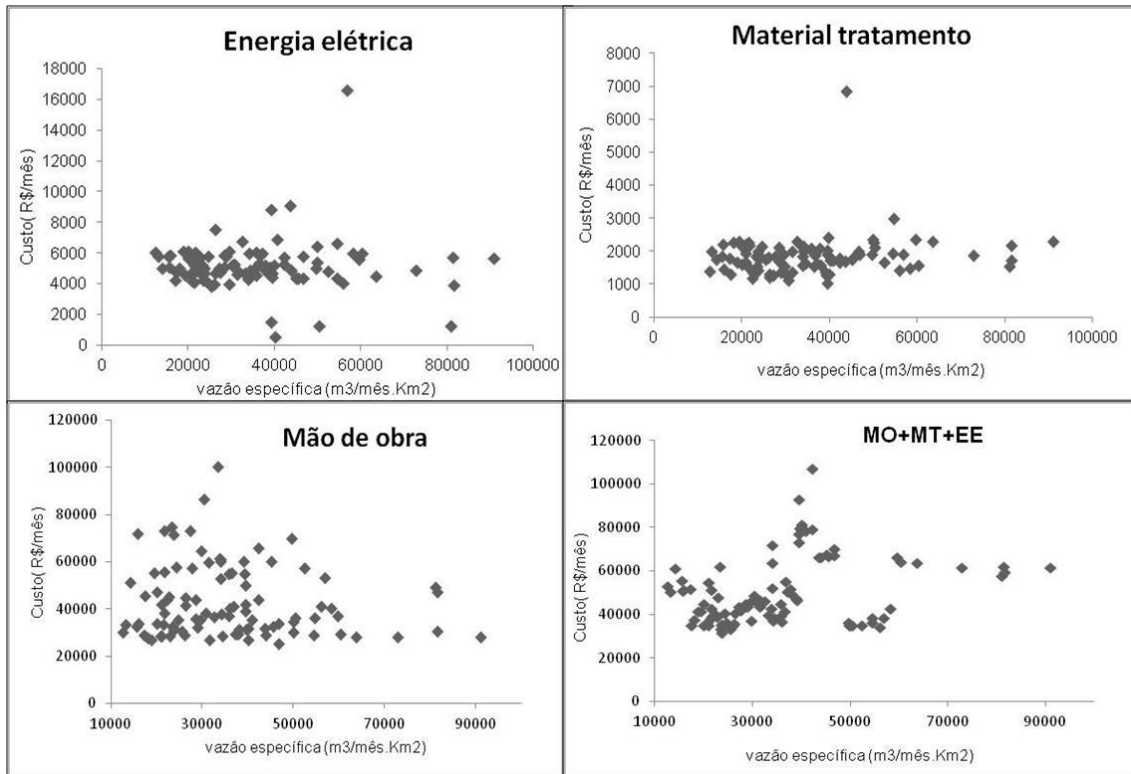


Contagem e Corguinho

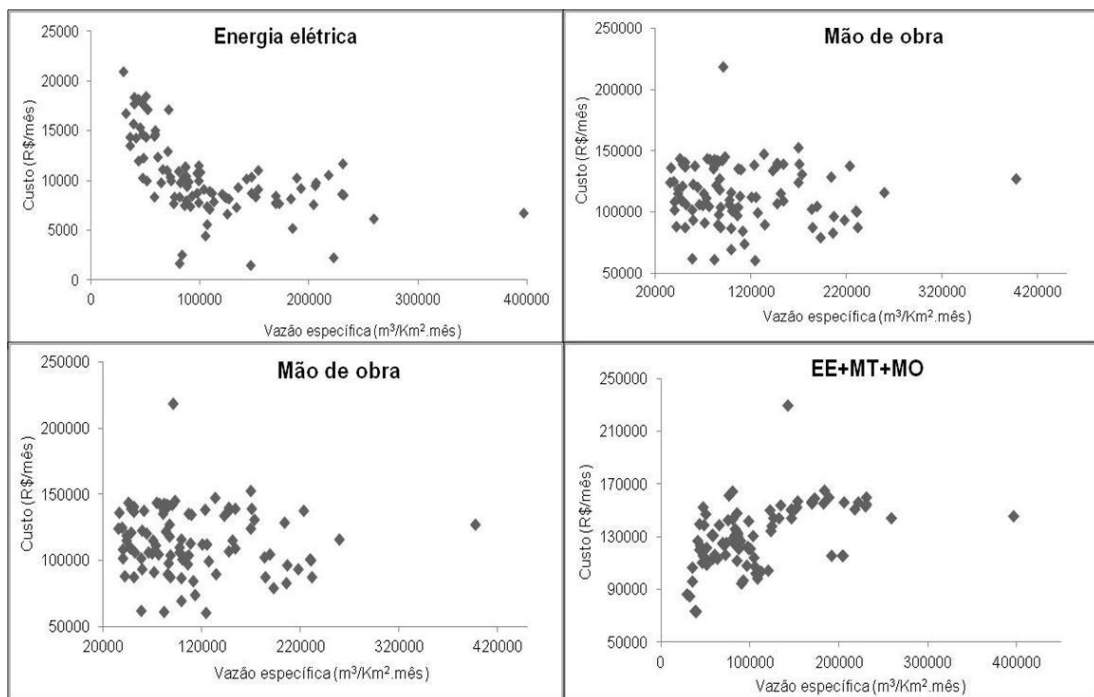


Apêndice II (continuação): Evolução dos custos com o insumo ambiental.

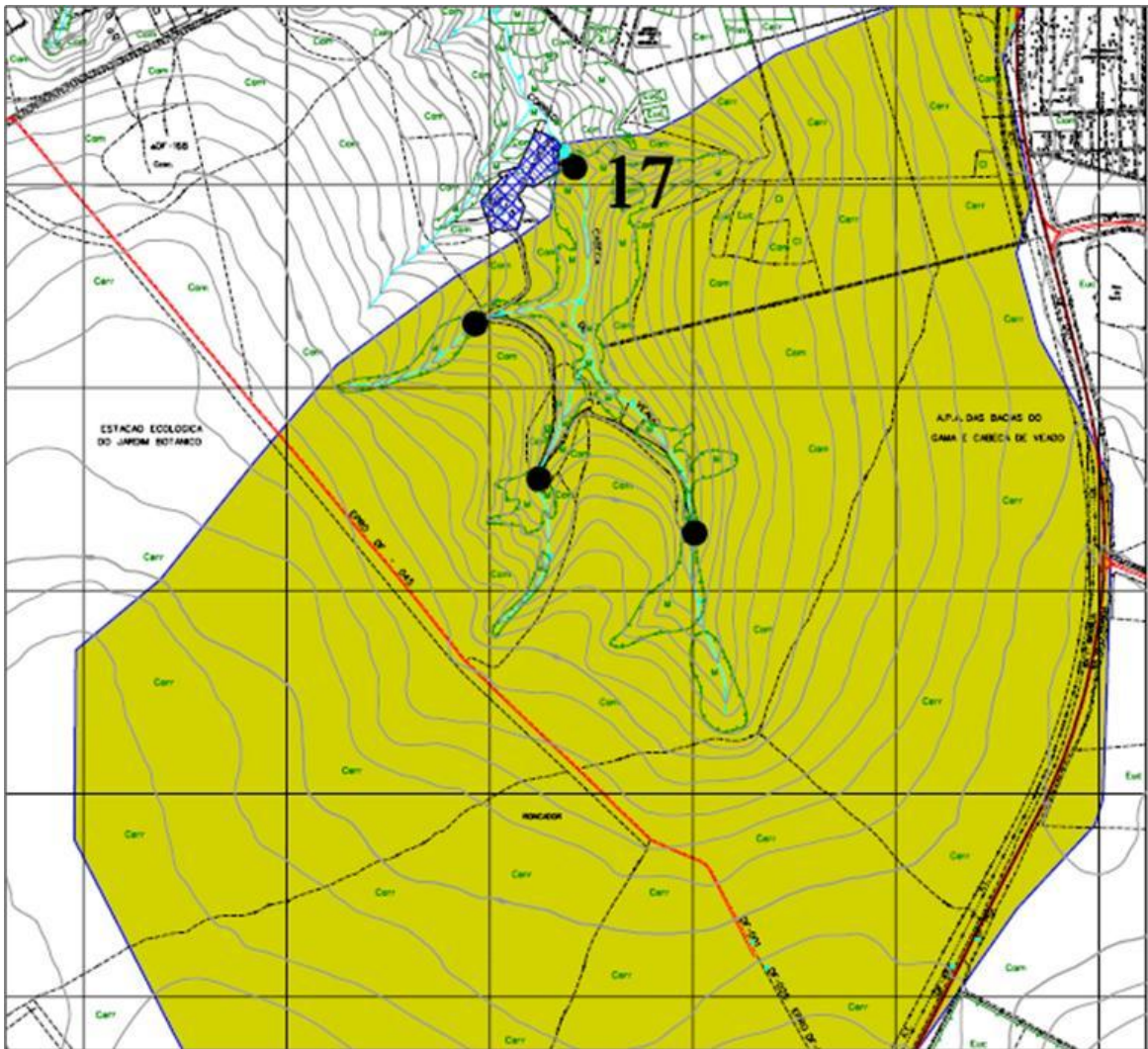
Córrego Quinze



Capão da Onça e Barroco

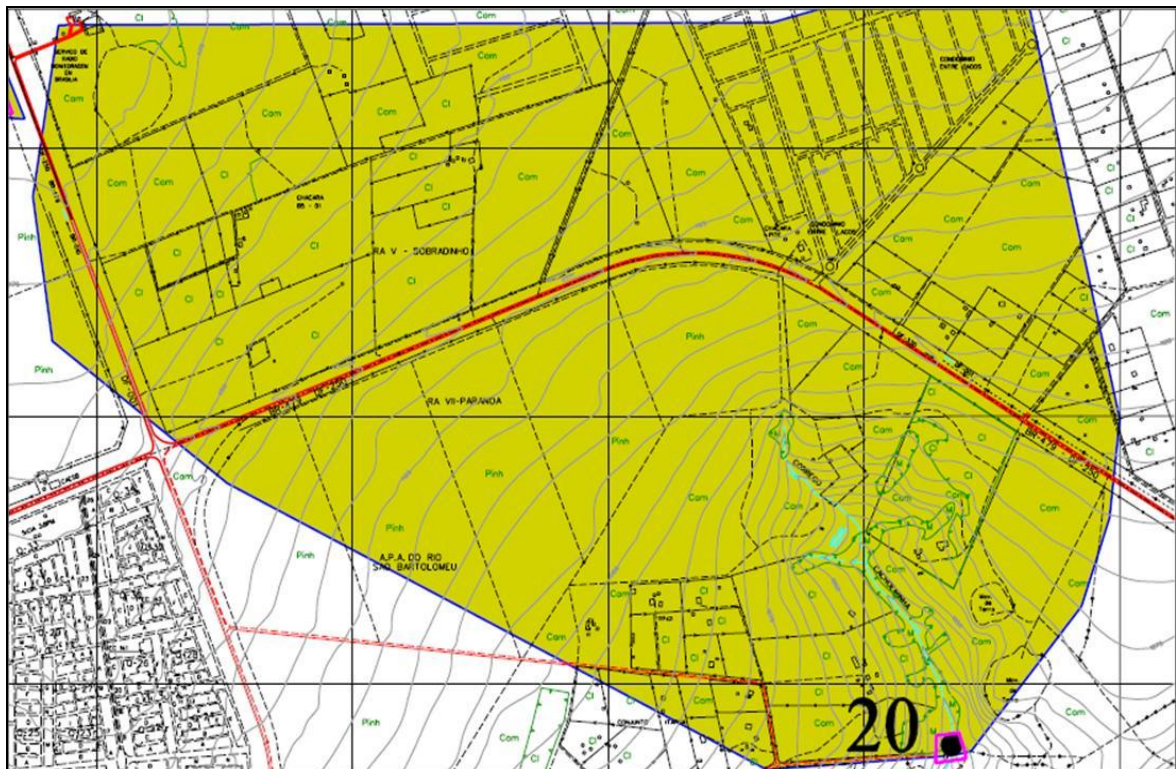


Anexo IA: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Cabeça do Veado.



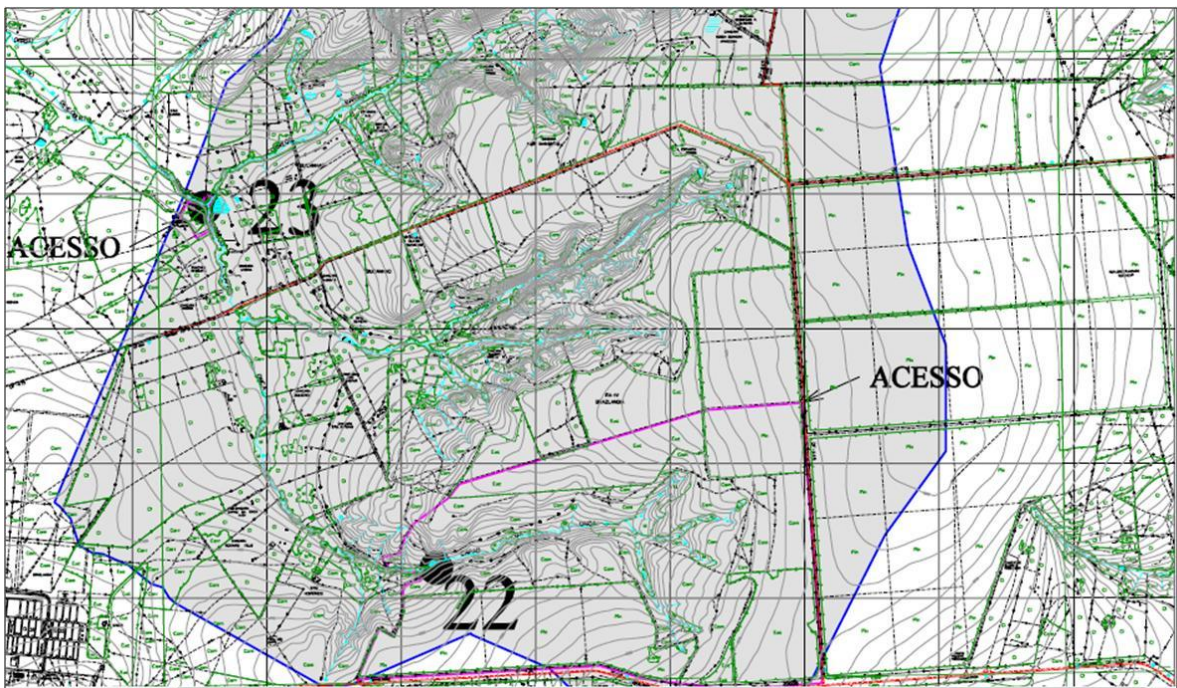
Fonte: CAESB (2005).

Anexo IB: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Cachoeirinha.



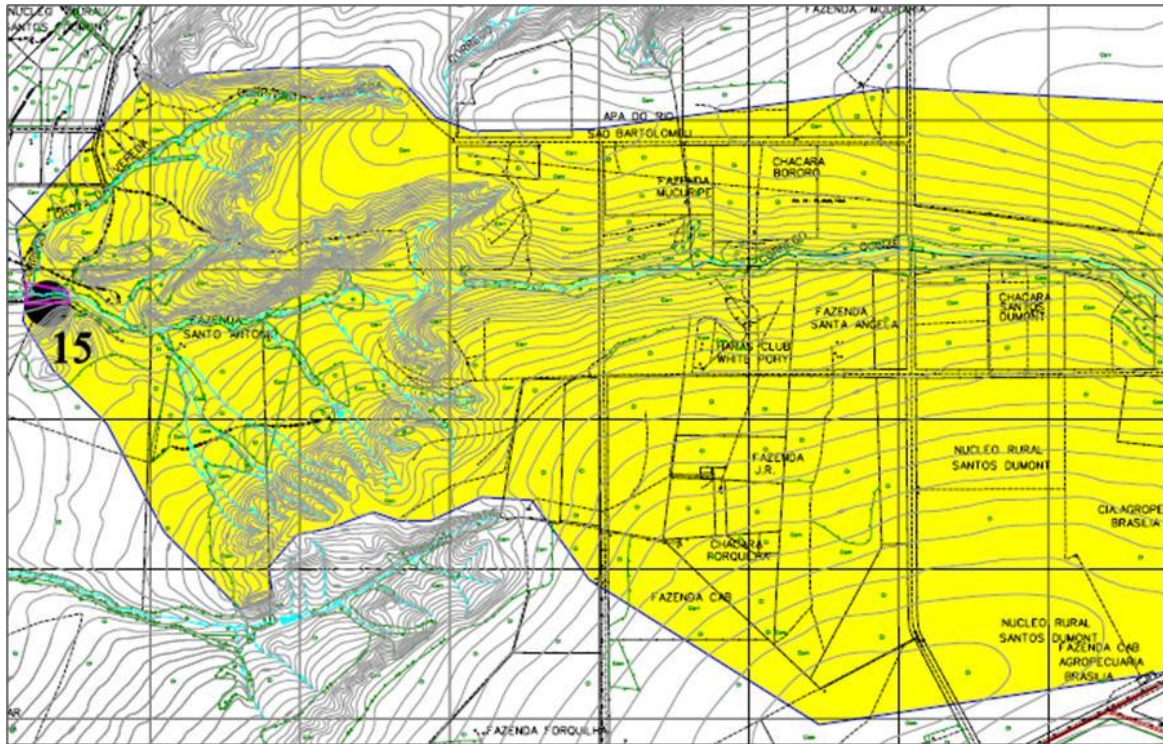
Fonte: CAESB (2005).

Anexo IC: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Capão da Onça e Barrocão.



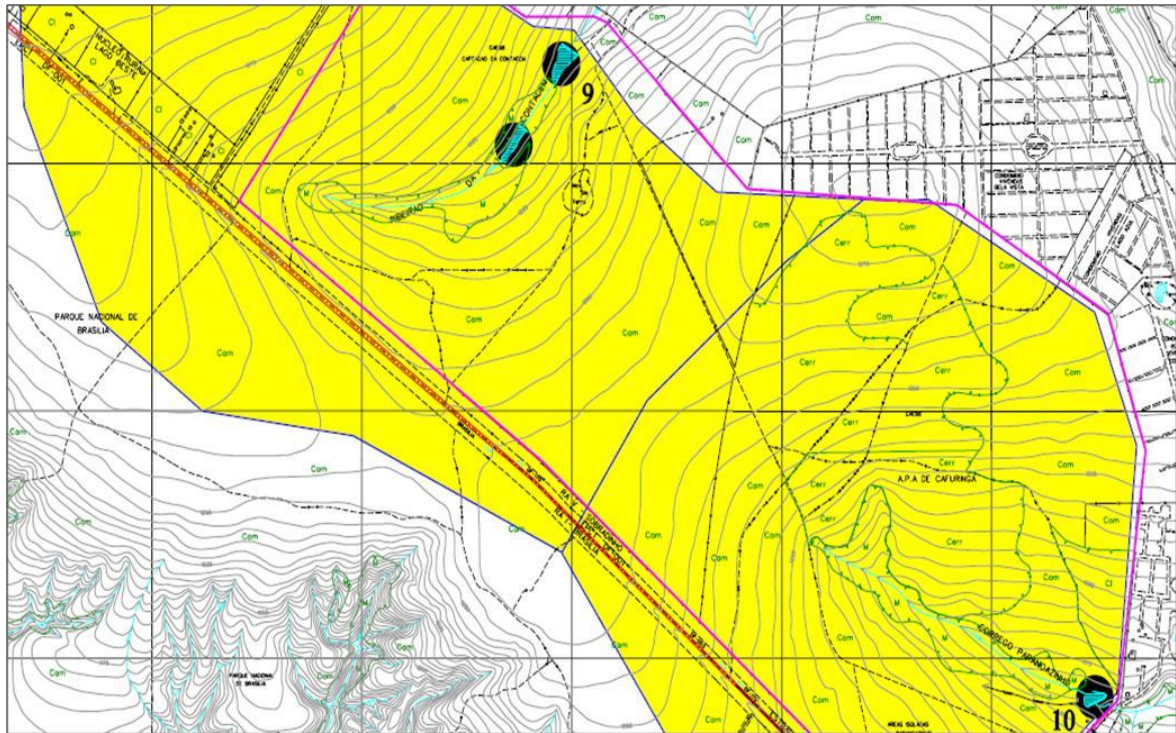
Fonte: CAESB (2005).

Anexo ID: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Córrego Quinze.



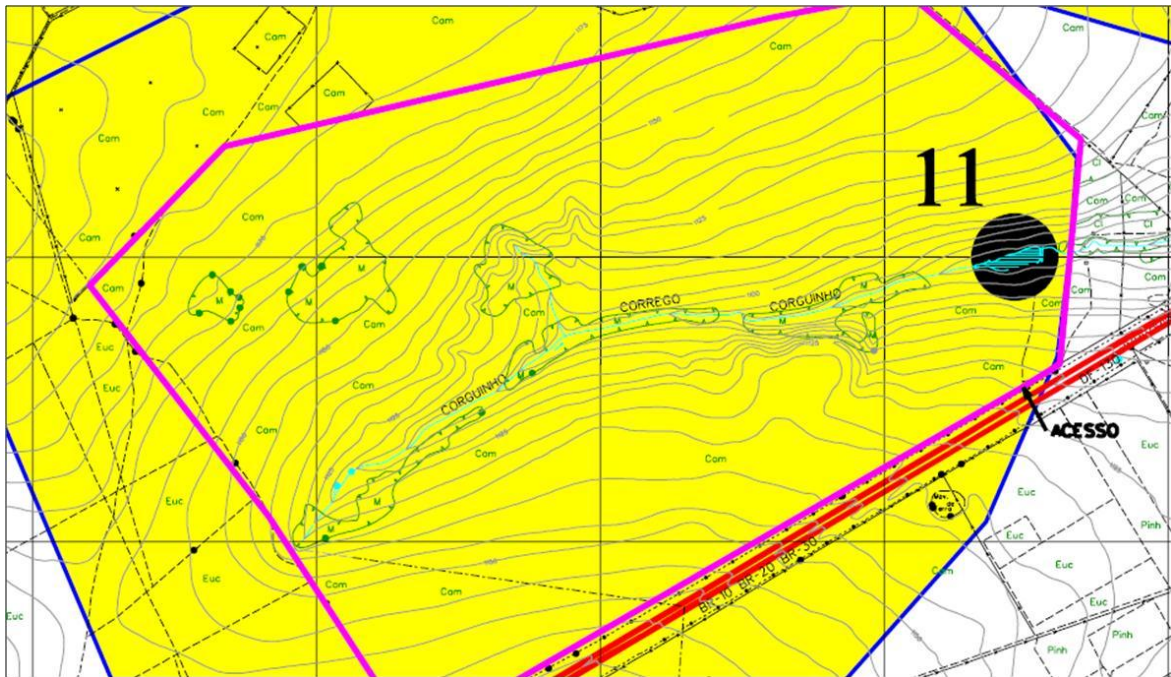
Fonte: CAESB (2005).

Anexo IE: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Contagem e Paranoazinho.



Fonte: CAESB (2005).

Anexo IF: Esquema do Sistema de Captação da Bacia do Corguinho.



Fonte: CAESB (2005).

Anexo II: Estrutura de faturamento por faixa de consumo de água nas categorias residencial normal e popular, comercial, pública e industrial (janeiro de 2006).

FATURAMENTO POR FAIXA DE CONSUMO - ÁGUA					
01/2006					
Categoria	Faixa	Ligações	Unidade Consumo	Volume Faturado	Valor Faturado
Residencial Normal	0 - 10	49.120	107.293	1.078.146	1.233.881,52
	11 a 15	35.647	90.643	1.200.054	1.658.401,17
	16 a 25	39.606	100.640	1.994.631	3.530.231,44
	26 a 35	13.182	21.456	630.321	1.463.654,23
	36 a 50	6.910	7.431	310.289	931.749,13
	51 a 70	2.946	3.035	177.677	638.220,66
	71 a 100	1.178	1.248	102.685	418.624,80
	>100	480	493	77.288	358.321,14
Sub-total		149.069	332.239	5.571.091	10.233.084,09
Residencial Popular	0 - 10	105.526	162.501	1.629.247	1.388.572,50
	11 a 15	59.833	84.133	1.082.148	1.101.365,56
	16 a 25	44.802	54.220	1.035.024	1.360.793,71
	26 a 35	7.055	7.804	227.969	424.246,77
	36 a 50	1.176	1.242	49.721	126.539,13
	51 a 70	181	191	11.081	36.724,13
	71 a 100	56	58	4.762	18.528,46
	>100	47	55	18.745	92.700,85
Sub-total		218.676	310.204	4.058.697	4.549.471,11
Comercial	0 - 10	21.334	21.334	207.078	618.715,00
	>= 11	15.065	15.065	1.087.031	4.761.000,10
Sub-total		36.399	36.399	1.294.109	5.379.715,10
Industrial	0 - 10	547	547	5.255	15.863,00
	>= 11	1.005	1.005	159.283	673.411,72
Sub-total		1.552	1.552	164.538	689.274,72
Pública	0 - 10	491	491	2.591	14.257,72
	>= 11	1.484	1.484	871.082	4.144.435,18
Sub-total		1.975	1.975	873.673	4.158.692,90
Total Geral		407.671	682.369	11.962.108	25.010.237,92

Fonte: Companhia de Saneamento do Distrito Federal –CAESB.

Anexo III: Regime tarifário por faixa de consumo de água, nas categorias residencial normal e popular, comercial, pública e industrial (abril de 2006).

TABELA DE TARIFA						
				data fixa leitura		02.04.06
				Tabela	Aprovada a partir	
				99	GR 01 ABR 06	
RESIDENCIAL NORMAL						
	Faixa m3	Vol. Faixa	Alíquota (R\$) Preço p/ m3	Fator de Correção(R\$)	Da Faixa (R\$)	Acumulado (R\$)
1	0 a 10	10	1,31	0,00	13,10	13,10
2	11 a 15	5	2,44	11,30	12,20	25,30
3	16 a 25	10	3,11	21,35	31,10	56,40
4	26 a 35	10	5,02	69,10	50,20	106,60
5	36 a 50	15	5,55	87,65	83,25	189,85
6	> 50		6,07	113,65		-
RESIDENCIAL POPULAR						
	Faixa m3	Vol. Faixa	Alíquota Preço p/ m3	Fator de Correção(R\$)	Da Faixa (R\$)	Acumulado (R\$)
1	0 a 10	10	0,98	0,00	9,80	9,80
2	11 a 15	5	1,84	8,60	9,20	19,00
3	16 a 25	10	2,41	17,15	24,10	43,10
4	26 a 35	10	4,59	71,65	45,90	89,00
5	36 a 50	15	5,55	105,25	83,25	172,25
6	> 50		6,07	131,25		-
TARIFA IRRIGAÇÃO						
	Faixa m3	Vol. Faixa	Alíquota (R\$) Preço p/ m3	Fator de Correção(R\$)	Da Faixa (R\$)	Acumulado (R\$)
1	0 a 10	10	7,12	0,00	71,20	71,20
2	> 10		11,14	40,20		
COMERCIAL E PUBLICA						
	Faixa m3	Vol. Faixa	Alíquota Preço p/ m3	Fator de Correção(R\$)	Da Faixa (R\$)	Acumulado (R\$)
1	0 a 10	10	3,33	0,00	33,30	33,30
2	> 10		5,50	21,70		-
INDUSTRIAL						
	Faixa m3	Vol. Faixa	Alíquota (R\$) Preço p/ m3	Fator de Correção(R\$)	Da Faixa (R\$)	Acumulado (R\$)
1	0 a 10	10	3,33	0,00	33,30	33,30
2	> 10	5	5,01	16,80		-
Observações: REAJUSTE MEDIO				14,87 %		
CONSUMOS A PARTIR DE 01.03.06						
Emitente PCM Data de Emissão 20.02.2006	DIRETOR			PRESIDENTE		

Fonte: Companhia de Saneamento do Distrito Federal –CAESB.