

**SECRETARIA DE ENERGIA, RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO**

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA

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**

659-DAE-CRH-RT-009

Dezembro/2004

ÍNDICE

PÁG.

1.	APRESENTAÇÃO.....	1
2.	EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL E BRASILEIRA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA.....	3
2.1	A EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL.....	3
2.1.1	<i>Considerações Gerais</i>	3
2.1.2	<i>Estudos de Caso</i>	5
2.2	O CASO BRASILEIRO	22
2.2.1	<i>Considerações Gerais</i>	22
2.2.2	<i>Estudos de Caso</i>	25
3.	REVISÃO DA LITERATURA: ESTIMAÇÕES DE ELASTICIDADES-PREÇO DAS FUNÇÕES DE DEMANDA AGRÍCOLA, DOMÉSTICA E INDUSTRIAL	36
3.1	DEMANDA AGRÍCOLA	36
3.1.1	<i>Introdução</i>	36
3.1.2	<i>Modelos de Programação Matemática</i>	37
3.1.3	<i>Modelos Econométricos</i>	41
3.2	DEMANDA DOMÉSTICA.....	47
3.2.1	<i>Introdução</i>	47
3.2.2	<i>Aspectos econométricos</i>	48
3.2.3	<i>Estimações</i>	53
3.3	DEMANDA INDUSTRIAL	55
3.3.1	<i>Introdução</i>	55
3.3.2	<i>Demanda Industrial de Água: Aspectos Econométricos</i>	55
3.3.3	<i>Estimações</i>	60
3.4	CONSIDERAÇÕES GERAIS	71
4.	ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS DOMÉSTICOS	71
4.1	INTRODUÇÃO.....	71
4.2	ESPECIFICAÇÃO DO MODELO	71
4.3	DADOS	73
4.3.1	<i>Fontes</i>	73
4.3.2	<i>Variáveis utilizadas</i>	74
4.4	ESTIMAÇÕES PRELIMINARES.....	76
4.4.1	<i>Estimações por subamostras</i>	78
4.5	SIMULAÇÃO: POTENCIAL DA COBRANÇA PARA USO DOMÉSTICO COMO INSTRUMENTO DE CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	79
4.6	EXEMPLO ILUSTRATIVO: APLICAÇÃO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL À DEMANDA DO SETOR SANEAMENTO.....	82

5.	ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS INDUSTRIAIS.....	89
5.1	INTRODUÇÃO.....	89
5.2	ESTUDO DE CASO: A COBRANÇA PELO USO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL	89
5.3	DEMANDA INDUSTRIAL DE ÁGUA.....	96
5.3.1	<i>Modelo econométrico</i>	<i>96</i>
5.3.2	<i>Dados.....</i>	<i>98</i>
5.3.3	<i>Resultados</i>	<i>99</i>
6.	ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS AGRÍCOLAS.....	104
6.1	INTRODUÇÃO.....	104
6.2	AGRICULTURA IRRIGADA	105
6.2.1	<i>Caracterização da atividade</i>	<i>105</i>
6.2.2	<i>Estimação da demanda de água</i>	<i>111</i>
6.2.3	<i>Impacto da cobrança pelo uso da água na agricultura irrigada</i>	<i>112</i>
6.3	PECUÁRIA.....	114
6.3.1	<i>Estimação da demanda de água</i>	<i>115</i>
6.3.2	<i>Impacto da cobrança pelo uso da água na pecuária.....</i>	<i>117</i>
7.	REPERCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	121
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123
	APÊNDICE I LISTA DOS MUNICÍPIOS INCLUÍDOS NA AMOSTRA.....	131
	APÊNDICE II RESULTADO DO SOFTWARE STATA PARA A ESTIMAÇÃO DA DEMANDA DE ÁGUA POR MÍNIMOS QUADRADOS EM DOIS ESTÁGIOS	137
	APÊNDICE III SUMÁRIO DAS ELASTICIDADES-PREÇO OBTIDAS NOS PRINCIPAIS ESTUDOS DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA.....	140

1. APRESENTAÇÃO

1. APRESENTAÇÃO

Este relatório tem por objetivo apresentar os estudos elaborados para a avaliação da cobrança pelo uso da água por tipo de usuário no Âmbito do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004/07 e Regulamentação da Cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo para o Departamento de Água e Energia Elétrica – DAEE pelo Consórcio JMR/ENGENCORPS.

Nesses estudos são apresentados seis capítulos além deste, descritos a seguir:

✓ Capítulo 2 – Experiência Internacional e Brasileira de Cobrança pelo uso da água

O capítulo está dividido em duas partes. A primeira parte descreve e analisa a experiência internacional da cobrança pelo uso da água. São avaliados a formulação, o processo de implementação e os resultados obtidos tanto em termos financeiros (geração de receita) quanto ambientais. A segunda parte trata dos modelos de cobrança propostos nos estados brasileiros, bem como da experiência iniciada no âmbito federal.

✓ Capítulo 3 – Revisão da Literatura: Estimativas de Elasticidades – Preço das Funções de demanda Agrícola, Doméstica e Industrial.

Este capítulo tem por objetivo apresentar a literatura empírica sobre a estimação da demanda de água dos usuários agrícolas, domésticos e industriais, de modo a situar e justificar as opções metodológicas adotadas na modelagem econométrica a ser aplicada ao setor usuários no âmbito das atividades Etapa 9, “Impacto da Cobrança pelo Uso da Água por Tipo de Usuário”, do PERH 2004/2007. A análise busca descrever os principais aspectos metodológicos envolvidos na especificação dos modelos econométricos e apresentar os principais resultados das estimativas de funções de demanda de água para os três setores usuários analisados.

✓ Capítulo 4 – Análise da Demanda de Água dos Usuários Domésticos.

Este capítulo tem por objetivo apresentar e comentar os resultados preliminares da estimação da função de demanda de água para uso doméstico dos municípios paulistas. O relatório está estruturado em quatro seções. A Seção 1 discute a questão da escolha da especificação da função demanda, identificando as hipóteses subjacentes a esta escolha, e apresenta o modelo econométrico a ser estimado. A Seção 2 descreve a amostra usada nas estimativas e a metodologia adotada na construção das variáveis que compõem a base de dados. A Seção 3 relata os valores estimados para os parâmetros da função de demanda. Em particular, são apresentadas as estimativas para a elasticidade-renda e elasticidade-preço da demanda doméstica de água. Por fim, na seção 4 é feita uma avaliação do potencial da cobrança para uso doméstico como instrumento de conservação dos recursos hídricos.

✓ Capítulo 5 – Análise da Demanda de Água dos Usuários Industriais.

Este capítulo tem por objetivo apresentar os resultados preliminares da estimação da função de demanda de água para uso industrial e avaliar os potenciais impactos da cobrança sobre estes usuários. O relatório está estruturado em duas seções. A Seção 1 apresenta um estudo de caso sobre a implementação da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul. Através da análise desta experiência procura-se avaliar a receptividade dos usuários industriais aos princípios da política

de recursos hídricos e aos instrumentos de gestão introduzidos pela Lei no. 9433. A Seção 2 apresenta as estimativas da demanda industrial de água e as simulações do impacto de aumentos do preço da água sobre esta demanda e sobre o custo dos estabelecimentos industriais.

✓ Capítulo 6 – Análise da Demanda de Água dos Usuários Agrícolas.

Este capítulo tem como objetivo estimar a demanda de água do setor agropecuário no estado de São Paulo e avaliar o potencial impacto da cobrança pelo uso da água em termos de geração de receitas e sobre os custos de produção dos usuários.

✓ Capítulo 7 – Referências Bibliográficas.

Neste capítulo se encontram listadas as referências bibliográficas utilizadas na elaboração do trabalho.

2. EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL E BRASILEIRA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

2. EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL E BRASILEIRA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

Este item tem por objetivo apresentar as experiências internacional e brasileira de cobrança pelo uso da água, conforme os termos da Proposta de Reprogramação da Etapa 9, componente do plano de trabalho para a elaboração do PERH 2004/2007.

O capítulo está dividido em duas partes. A primeira parte descreve e analisa a experiência internacional da cobrança pelo uso da água. São avaliados a formulação, o processo de implementação e os resultados obtidos tanto em termos financeiros (geração de receita) quanto ambientais. A segunda parte trata dos modelos de cobrança propostos nos estados brasileiros, bem como da experiência iniciada no âmbito federal.

2.1 A EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL

2.1.1 Considerações Gerais

A cobrança pelo uso da água é uma prática relativamente recente. Analisando-se a experiência internacional, também pode-se afirmar que sua aplicação, apesar do crescente número de países a adotar a cobrança, não se constitui numa prática generalizada. A implementação tardia e o uso restrito deste instrumento podem ser explicados por duas razões. Primeiramente, a cobrança muitas vezes enfrenta resistências relacionadas a hábitos culturais, alimentadas pela percepção de que a água é um bem livre e portanto de acesso gratuito. Em segundo lugar, o estabelecimento de um preço pelo uso da água só se justifica em situações de escassez de quantidade e/ou qualidade, situações estas que se intensificaram em período mais recente. De fato, o problema da escassez dos recursos hídricos acentuou-se com a pressão de demanda decorrente da aceleração dos processos de urbanização e industrialização observada nas últimas décadas. A motivação para a cobrança da água só surge então em períodos mais recentes. Em diversos países com grande disponibilidade hídrica, os processos de crescimento econômico e populacional ainda não atingiram um estágio que permita atribuir à água um valor de escassez, não se colocando portanto a questão da cobrança.

De uma maneira geral, a cobrança pelo uso da água é definida em termos de quantidade e/ou qualidade (poluição). Esta noção de cobrança encontra fundamentos nos princípios do “usuário-pagador” e “poluidor-pagador”, que estipulam que usuários e poluidores devem arcar com os custos de escassez quantitativa e qualitativa decorrentes de suas ações. Os critérios e características da cobrança variam de acordo com as particularidades dos recursos hídricos de cada país, mas podem ser resumidos da seguinte forma:

- ✓ *Cobrança por poluição:* A cobrança por poluição pode ser baseada na vazão de lançamento de efluentes nos corpos hídricos ou na intensidade dos mesmos. Neste segundo caso, um número variável de poluentes é levado em consideração (matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, etc.). A cobrança pode variar ainda segundo a capacidade de assimilação dos corpos hídricos, o tipo e o tamanho do usuário.

✓ *Cobrança por captação:* A cobrança por captação aplica-se à utilização de águas subterrâneas e/ou superficiais. A cobrança pode basear-se tanto no volume outorgado ao usuário quanto no volume efetivamente captado. Ela pode ainda variar segundo critérios de sazonalidade, tipo de usuário e localização geográfica do ponto de captação.

Do ponto de vista econômico, a cobrança da água deve atentar para dois objetivos: (i) a geração de receitas para o financiamento dos custos de gestão e provisão associados à disponibilidade hídrica ou ao controle de poluição; e (ii) a redução de externalidades ambientais negativas, ao induzir os usuários à utilização racional dos recursos hídricos. Este duplo objetivo da cobrança é reconhecido e expresso na legislação da maioria dos países que adotam este instrumento de gestão. Mas, conforme será visto nos estudos de caso deste relatório, a experiência internacional mostra que a meta de geração de receitas tem prevalecido sobre os objetivos ambientais.

A Tabela 2.1 resume a situação da cobrança em diversos países membros da OCDE. Observa-se uma grande heterogeneidade quanto à decisão sobre a adoção da cobrança e os critérios para sua aplicação (quantidade e/ou qualidade). Da mesma forma, os países diferem quanto à aplicação das receitas oriundas da cobrança. Enquanto alguns destinam os fundos para ações de recuperação do meio ambiente, outros incorporam as receitas ao orçamento.

TABELA 2.1
COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA EM PAÍSES DA OCDE

País	Cobrança pelo uso da água		Destinação das receitas	
	Quantidade	Qualidade	Quantidade	Qualidade
Áustria	não	não	-	-
Bélgica	sim	sim	Investimentos em meio ambiente	Tratamento de águas residuais
Canadá	sim	sim	Orçamento municipal	Orçamento regional(províncias)
Finlândia	não	não	-	-
Rep. Tcheca	sim	sim	Agências de bacia	Investimentos em meio ambiente e controle de poluição
França	sim	sim	Agências de bacia	Medidas de controle de poluição

continua...

TABELA 2.1
COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA EM PAÍSES DA OCDE

País	Cobrança pelo uso da água		Destinação das receitas	
	Quantidade	Qualidade	Quantidade	Qualidade
Alemanha	sim	sim	Orçamento regional (lander)	Medidas de controle de poluição
Grécia	não	não	-	-
México	sim	sim	Orçamento geral	Orçamento geral
Hungria	sim	não	Fundo de recursos hídricos	-
Irlanda	não	não	-	-
Itália	sim	não	Fundo de recursos hídricos	-
Japão	não	não	-	-
Holanda	sim	sim	Orçamento regional	Medidas de controle de poluição
Portugal	sim ¹	sim ¹	-	-
Espanha	sim	sim	Custos administrativos de agência de bacia	Gastos com gestão e provisão de recursos hídricos
Inglaterra	sim	sim	Recuperação do meio ambiente e custos administrativos	Recuperação do meio ambiente e custos administrativos

Fonte: OCDE (2003)

1. Nota: Em Portugal, a cobrança é prevista em lei mas não foi implementada.

Nas subseções que se seguem, são apresentados de forma mais detalhada estudos de caso da implementação da cobrança em cinco países: França, Holanda, Alemanha, Colômbia e México. Tais experiências serão analisadas relativamente aos seguintes aspectos: (i) motivação e metodologia da cobrança; (ii) implementação; e (iii) resultados obtidos. Em particular, o caso francês será objeto de uma discussão mais extensiva, uma vez que o novo paradigma de gestão brasileiro foi fortemente influenciado por este modelo.

2.1.2 Estudos de Caso

2.1.2.1 França

Percebendo que os recursos hídricos se deterioravam com a crescente industrialização e urbanização do pós-guerra, o governo francês decidiu promover uma reestruturação do seu sistema de gestão de recursos hídricos. Essa mudança profunda iniciou-se com a promulgação da Lei das Águas, em dezembro de 1964.

A nova abordagem da gestão de recursos hídricos baseou-se em dois princípios gerais: descentralização e participação. A introdução de uma estrutura de gestão descentralizada

concretizou-se na adoção de um arranjo institucional que definiu a bacia hidrográfica como a unidade administrativa básica na gestão de recursos hídricos. Além de uma unidade ambiental, a bacia passou assim a corresponder a uma unidade política equivalente a uma unidade federativa, com a política de água passando a ser definida de forma integrada e hierárquica para uma grande bacia a que cada sub-bacia está interligada. O país foi dividido em seis grandes bacias hidrográficas, apresentadas na Tabela 2.2.

TABELA 2.2
FRANÇA: BACIAS HIDROGRÁFICAS E ÁREAS SUPERFICIAIS

Bacia Hidrográfica	Área Superficial
Adour- Garonne	115,000 km ²
Artois-Picardie	19,562 km ²
Loire-Bretagne	155,000 km ²
Rhin-Meuse	31,500 km ²
Rhône-Méditerranée- Corse	130,000 km ²
Seine-Normandie	100,000 km ²

Fonte: Guide de l'Eau, 2001, Editions Johanet, Paris.

Ainda de acordo com o arranjo institucional previsto na Lei de 1964, cada bacia passou a contar com um Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) e de uma Agência de Águas. Os CBHs se constituem nos fóruns para o debate e negociação de conflitos existentes no âmbito da bacia hidrográfica. Sua composição reflete o caráter descentralizado e participativo pretendido pelo modelo de gestão: os comitês são compostos por 40 % de representantes eleitos pelas comunidades, 40 % de representantes dos setores usuários e 20 % de representantes do governo. O número total de representantes varia entre 80 e 110 membros. Ao reunir todas as partes interessadas, é de se esperar que os CBHs sejam o fórum privilegiado para a resolução de conflitos decorrentes do uso múltiplo da água, bem como as decisões dos CBHs representem o interesse geral. Já as Agências de Águas atuam como o braço executivo dos CBHs.

Além da profunda reforma institucional, a Lei das Águas também inovou por introduzir a cobrança pelo uso da água (*rédevances*). A cobrança tem dois objetivos: (i) o financiamento dos gastos de gestão e das intervenções programadas no âmbito dos Planos de Bacia Hidrográficas; e (ii) incentivar o uso racional dos recursos hídricos. Contudo, como será analisada adiante, a geração de receitas prevaleceu sobre os objetivos ambientais até recentemente.

A cobrança pelo uso da água se dá tanto em termos de quantidade quanto de qualidade (i.e. poluição), sendo definidos valores para a captação de água e emissão de efluentes. Os valores da cobrança são propostos pelas Agências de Água da bacia, tendo em vista as intervenções necessárias para se atingir as metas estipuladas nos Planos de Bacia Hidrográficas. Estes planos, elaborados sob a responsabilidade das Agências de Águas para um período de cinco anos, efetuam um diagnóstico da bacia em termos de demanda e disponibilidade hídrica e definem as intervenções e atividades a serem executadas. O critério norteador do nível de cobrança é os custos de provisão para o consumo de quantidade e o de custo de tratamento no caso de poluição, definidos no contexto dos planos.

Os valores propostos pela Agência de Águas devem ser então aprovados pelo CBH. A aprovação pelos CBHs, dado o caráter participativo de sua composição, visa a garantir a aceitação da cobrança por todas as partes interessadas e a conseqüente legitimação de sua aplicação.

Já as receitas geradas com a cobrança são aplicadas nas bacias na forma de gastos com gestão, estudos e pesquisas, investimentos de interesse comum e empréstimos aos usuários. Dentre estes componentes de gastos, destacam-se os empréstimos a juros subsidiados aos usuários. Conforme definido pela Lei das Águas de 1964, as Agências de Água devem financiar projetos cujas externalidades positivas, tanto em termos de quantidade quanto de qualidade, venham a beneficiar todos os usuários da bacia. Este financiamento visa a incentivar agentes individuais a tomarem decisões de investimento que possivelmente não seriam adotadas no caso da ausência de empréstimos, uma vez que estes usuários não levariam em conta as externalidades positivas geradas para a bacia como um todo. O critério de elegibilidade de acesso a estas linhas de financiamento baseia-se na adequação do projeto apresentado às linhas de ação estabelecidas nos Planos de Bacia Hidrográfica.

Metodologia de cobrança

De maneira simplificada, a fórmula da cobrança pode ser expressa da seguinte forma:

$$VT = Q \times PUB \times K_1 \times K_2$$

onde:

VT = valor total anual

Q = quantidade de água utilizada ou poluição gerada

PUB = preço unitário básico

K_1 = coeficiente setorial

K_2 = coeficiente ambiental

Excetuando-se a quantidade Q que é estimada e/ou medida, os coeficientes PUB, K_1 e K_2 são propostos pelas Agências de Água e aprovados pelo CBH, conforme dito anteriormente. Detalham-se a seguir as características dos componentes da fórmula de cobrança, bem como são apontadas algumas críticas.

Valor Total (VT):

Apesar de cobrado em conjunto, o valor total *VT* é calculado separadamente para quantidade e qualidade. No caso da poluição, uma proporção dos gastos em abatimento de poluição pode ser deduzida de *VT*. Como os principais problemas hídricos na França são ligados à qualidade, e não à quantidade, o *VT* da cobrança por poluição é bem superior ao da cobrança por quantidade.

Quantidade de água utilizada - poluição gerada (Q):

Em geral, as quantidades de água consumida e poluição gerada *Q* são estimadas, e não diretamente medidas. Para usuários industriais, essas quantidades são estimadas através de uma matriz produto-poluição, que calcula o consumo de água e a geração de efluentes para cada setor de atividade industrial de acordo com o nível de produção. Caso uma planta industrial sinta-se prejudicada pelo sistema, ela pode pedir que seus efluentes sejam diretamente medidos. É o caso, por exemplo, de firmas que tenham investido em sistemas de controle de poluição que resultem numa geração de efluentes menor do que as estimadas pela matriz. Para consumo doméstico existem fatores nacionais fixos para converter o número de habitantes em carga poluidora.

Vale observar que o método de estimação da carga poluidora doméstica como proporção da população tem sido alvo de severas críticas. Estas apontam para o fato de que o método em vigor mostra-se ineficaz na tarefa de sinalizar aos usuários domésticos os custos de controle da poluição. Em primeiro lugar, porque a carga poluidora estimada baseia-se no consumo de água, e não no nível de poluição *per se*. Com isto, não se leva em conta a diferença de intensidade de poluição. Habitantes de municípios que contam com sistemas de tratamento de esgoto são cobrados da mesma forma que em municípios que lançam diretamente seus efluentes nos cursos d'água sem qualquer forma de tratamento. Assim, o uso da cobrança torna-se ineficaz como instrumento de indução ao controle da poluição doméstica. Deve-se ainda ressaltar que o cálculo da emissão de efluentes é baseado no consumo médio esperado, e não no consumo efetivamente medido. Como o consumo esperado médio é dividido entre todos os usuários domésticos, os que poluem menos (por utilizarem uma menor quantidade de água) acabam “subsidiando” os maiores usuários/poluidores, uma vez que todos pagam segundo a mesma quantidade média.

Preço Unitário Básico (PUB):

O *PUB* para quantidade é diferenciado por água superficial e subterrânea. Em alguns casos, o *PUB* também pode variar por região da bacia. Esta diferenciação por zona considera a escassez e a necessidade de investimentos em regularização. Conforme dito anteriormente, a ausência de problemas hídricos ligados à escassez de quantidade faz com que o *PUB* para quantidade sejam relativamente baixos. A cobrança de água subterrânea varia de US\$ 0,014/m³ a US\$ 0,044/m³. A cobrança de água superficial pode chegar, em alguns casos, a mais de US\$ 0,050/m³. Já *PUB* para qualidade é uniforme para toda a bacia e diferenciado por poluente de acordo, a princípio, com os custos de tratamento. Conforme observado na Tabela 2.3, verifica-se que os valores do *PUB* para os diversos poluentes variam significativamente entre as bacias.

TABELA 2.3
COBRANÇA POR POLUIÇÃO NA FRANÇA POR BACIAS HIDROGRÁFICAS (US\$/KG) - 1993

Bacia	SS	MO	SI	N	P	Salin.	AOX	METOX
Adour-Garonne	18,7	56,2	1053,24	28,11	70,05	70,05	163,75	163,75
Artois-Picardie	24,17	47,99	894,57	27,15	128,90	360,7	-	-
Loire-Bretagne	16,58	25,51	1062,17	36,44	118,94	-	-	-
Rhin-Meuse	19,51	39,01	805,25	26,76	44,53	28,06	-	112,52
Rhône-Médit.-Corse	18,7	56,2	1053,24	28,11	70,05	70,05	163,75	163,75
Seine-Normandie	22,15	49,45	794,57	44,63	-	462,70	-	-

Fonte: Cadiou e Tien Duc(1996)

Notas: SS= sólidos em suspensão; MO = matéria orgânica; SI = substâncias inibidoras; N = nitrogênio; P = fósforo; Salin. = salinidade; AOX = compostos orgânicos halogenados; METOX = tóxicos e outros metais

Coeficiente K_1 :

K_1 é o coeficiente que diferencia o usuário. No consumo por quantidade, por exemplo, o coeficiente de consumo doméstico é geralmente superior ao industrial. Como estudos empíricos têm apontado uma elasticidade-preço menor entre usuários domésticos em relação ao setor industrial, este critério de diferenciação parece implicitamente adotar o princípio dos preços públicos, que recomenda a aplicação de tarifas mais altas para os setores com menor elasticidade-preço.

Para a cobrança de poluição urbana, K_1 diferencia ainda aglomerações urbanas segundo a densidade populacional, variando de 0,5 para pequenos municípios a 1,4 para áreas urbanas densamente povoadas. Vale observar que esta discriminação entre aglomerações urbanas pode ser interpretada como um mecanismo de subsídio cruzado redistributivo, uma vez que não se baseia em critérios ambientais.

Coeficiente K_2 :

Finalmente, K_2 é o coeficiente que diferencia o meio receptor para assimilar poluentes. Este coeficiente aplica-se apenas à cobrança por poluição: K_2 varia de 1,4 para meios com alto padrão ambiental a 1,0 para meios de baixo padrão ambiental. Já para o consumo por quantidade, o próprio PUB por zona leva em consideração fatores sazonais, não sendo necessário portanto o uso de K_2 .

Implementação da cobrança

A análise da implementação da cobrança pelo uso da água permite identificar três períodos distintos¹.

No período inicial, que se estende da introdução de cobrança em 1967 até 1992, a implementação foi marcada pelo gradualismo. Este gradualismo, apesar de ineficiente do ponto de vista ambiental, objetivou sobretudo facilitar a aceitação da cobrança e avaliar seu impacto em relação ao comportamento dos usuários e ao potencial de geração de receitas. Deste modo, a implementação da cobrança iniciou-se com a aplicação de fórmulas simples e de baixo impacto financeiro sobre os usuários.

A cobrança por poluição ilustra claramente este processo. Sua aplicação inicial resumiu-se a dois elementos: matéria orgânica e sólidos em suspensão. Salinidade e toxicidade foram introduzidas, respectivamente, em 1973 e 1974; nitrogênio e fósforo em 1982 e, finalmente, hidrocarbonetos e outros inorgânicos passaram a ser cobrados a partir de 1992.

Este gradualismo, o caráter participativo do sistema de gestão e o redirecionamento parcial da receita gerada via empréstimos subsidiados aos próprios usuários podem ser identificados como os fatores responsáveis pela introdução bem-sucedida do sistema francês de cobrança. Contudo, apesar dos bons resultados em termos de adesão dos usuários e geração de receitas, o papel da cobrança em termos de objetivos ambientais ficou abaixo das expectativas. De fato, observou-se a necessidade de se intensificar a aplicação do princípio do “poluidor-pagador” e “usuário-pagador”, de modo a promover efetivamente o uso racional de recursos hídricos. A ênfase no princípio do “poluidor-pagador” fez-se ainda mais premente com a necessidade do sistema francês se adequar às normas de qualidade de água impostas pela Comunidade Européia.

A segunda fase iniciou-se com a publicação de Lei das Águas de janeiro de 1992. Esta lei insere-se num contexto de continuidade em relação à lei anterior de 1964, ao preservar o arranjo institucional e os principais instrumentos de gestão de recursos hídricos. A nova lei objetivou sobretudo dar ênfase às metas ambientais do sistema que, como já dito, ficaram em segundo plano na fase anterior. A intensificação do princípio do “poluidor-pagador” deu-se por três mecanismos: (i) maior controle das atividades de abatimento de poluição pelos usuários; (ii) o aumento do conjunto de efluentes a serem cobrados e (iii) o controle da poluição hídrica de origem agrícola, até então excluída do sistema de cobrança.

Nesta fase, observou-se um aumento significativo dos valores da cobrança, principalmente em relação à poluição, e da geração de receitas. A Tabela 2.4 mostra a evolução da arrecadação de receitas/concessão de subsídios no período 1977-2001. Verifica-se que no período correspondente ao VI Plano de Bacia Hidrográfica (1992-1996), a receita gerada praticamente duplicou em relação ao quinquênio anterior. Um aumento bastante expressivo também marcou a passagem do período do VI ao VII Plano de Bacia Hidrográfica.

¹ Esta divisão foi originalmente sugerida no trabalho de Thomas, Féres e Nauges (2004).

TABELA 2.4
EVOLUÇÃO DA RECEITA DA COBRANÇA E DO DESEMBOLSO DE SUBSÍDIOS PELAS
AGÊNCIAS DE ÁGUA, 1977-2001

(EM BILHÕES DE FRANCOS FRANCESES)

	III PBH 1977-1981	IV PBH 1982-1986	V PBH 1987-1991	VI PBH 1992-1996	VII PBH 1997-2001
Subsídios concedidos	14.3	16.3	22.3	40.7	57.0
Receita gerada	14.3	14.6	21.1	40.1	50.9

Fonte: Direction de l'Eau

Nota: PBH = Plano de Bacia Hidrográfica

O foco em atividades de controle de poluição no período é ilustrada na Tabela 4, que apresenta os subsídios concedidos pela Agência de Água por tipo de operação. Entre 1992-2001, mais de 50 % dos benefícios destinaram-se ao financiamento de estações de tratamento de esgoto municipais, à extensão e reparos da rede de coleta de esgoto e ao controle de poluição industrial (principalmente por subsídios para aquisição de equipamentos de controle de poluição). Em particular, a importância dos subsídios à coleta e tratamento de esgoto reflete a necessidade de investimentos para se adequar às diretrizes relativas à qualidade da água impostas pela Comunidade Européia.

O crescente impacto financeiro da cobrança pela água resultante dos significativos aumentos observados entre 1992-2001 gerou descontentamentos, principalmente da parte dos usuários domésticos. A Tabela 6 mostra a evolução da conta de água média de um usuário doméstico com consumo anual de 120 m³/ano. Observa-se que, enquanto os dois componentes referentes à cobrança pelo uso da água _ taxa de uso e taxa de emissão de efluentes _ cresceram em média 26 % no período, os demais componentes aumentaram em 16 %. A cobrança por poluição representa 16 % da conta total da água, enquanto que a cobrança pelo uso corresponde a menos de 2 % do total. Mais uma vez, os números comprovam a prioridade dada à questão do controle da qualidade da água.

TABELA 2.5
SUBSÍDIOS CONCEDIDOS POR TIPO DE OPERAÇÃO

(EM MILHÕES DE FRANÇOS FRANCESES)

	VI PBH	% dos subsídios totais	VII PBH	% dos subsídios totais	Varição percentual
POLUIÇÃO					
ETE municipais	10 864	25	12 915	23	19
Rede de esgotos	11 392	27	13 424	24	18
Controle de poluição industrial	5949	14	6048	11	2
Disposição final de resíduos	1159	3	1178	2	2
Assistência técnica	370	1	631	1	71
Bônus por tratamento de água	4730	11	7980	14	69
Subsídios a custos operacionais	614	1	2189	4	257
Controle de poluição agrícola	550	1	2682	5	388
Outros	42	0	169	0	302
Total	35 652	83	47 216	83	32
DISPONIBILIDADE HÍDRICA					
Regularização de vazão	815	2	1114	2	37
Irrigação	161	0	25	0	-84
Águas subterrâneas	726	2	643	1	-11
Recuperação de corpos hídricos	711	2	1548	3	118
Potabilidade da água	4469	10	5520	10	24
Gastos com gestão	393	1	892	2	127
Total	7275	17	9742	17	34
Total Geral	42 927	100	56 958	100	33

Fonte: Commissariat Général du Plan

Nota : PBH = Plano de Bacia Hidrográfica

TABELA 2.6
DECOMPOSIÇÃO DA CONTA DE ÁGUA DE UM USUÁRIO DOMÉSTICO

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Fornecimento de água	120.74	125.31	128.36	129.73	131.41	133.55
Cobrança por quantidade	4.66	4.94	5.10	5.12	5.08	5.35
Custos de tratamento	84.61	89.18	93.60	96.20	98.02	99.40
Cobrança por poluição	38.59	43.31	44.32	46.34	48.03	49.27
Impostos (VAT, etc.)	25.46	28.51	29.58	29.73	29.88	30.03
Total	274.06	291.25	300.96	307.12	312.42	317.60

Fonte: DGCCRF (2001).

Notas: Preços em euros. A conta refere-se a um consumo médio anual de 120 m³/ano. Fornecimento de água e custos de tratamento são pagos pelos serviços prestados pelas companhias de abastecimento de água. Já a cobrança por quantidade e a cobrança por poluição representam a cobrança pelo uso da água pago à Agência de Água da bacia.

O descontentamento dos usuários domésticos, alimentado pelas conseqüências socioeconômicas do aumento da cobrança pelo uso da água, intensificou também as críticas quanto ao tratamento

dispensado ao setor agrícola. O setor agrícola, não obstante seu papel de principal usuário de recursos hídricos, até o início da década de noventa estava isento da cobrança. Por outro lado, o bem articulado *lobby* dos agricultores conseguiu assegurar uma boa representatividade do setor na composição dos CBHs e beneficiar-se de importantes volumes de subsídios concedidos pelas Agências de Água. As tabelas 2.7 e 2.8 mostram que o setor agrícola recebeu financiamentos bem superiores à sua contribuição na geração de receitas, que pode ser considerada marginal. A discrepância na razão subsídios/receita gerada do setor agrícola em relação aos demais setores usuários mostra claramente o tratamento privilegiado destinado aos agricultores.

TABELA 2.7
ARRECADAÇÃO DE RECEITAS DECORRENTES DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA,
POR TIPO DE USO, VII PLANO NACIONAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

(EM MILHÕES DE FRANCO FRANCÊS)

Setor	Cobrança por qualidade	Cobrança por quantidade	Total	Percentual da receita total
Residencial	35 614	6361	41 975	83.7%
Industrial	5437	1910	7347	14.7%
Agrícola	554	269	823	1.6%
Total	41 605	8540	50 145	

Fonte: Commissariat Général du Plan

TABELA 2.8
SUBSÍDIOS E RECEITAS ARRECADADAS POR TIPO DE USO, VI PLANO NACIONAL DE
RECURSOS HÍDRICOS, 1992-1996

(EM MILHÕES DE FRANCO FRANCÊS)

Setor	Receita	Subsídios concedidos	Razão subsídios/receitas (em %)
Residencial	29 645	35 232	119
Industrial	6684	7317	109
Agrícola	245	1076	439
Total	36 574	43 625	

Fonte: Commissariat Général du Plan

Apesar do esforço dos gestores em incorporar os usuários agrícolas ao sistema de cobrança nesta segunda fase, a cobrança neste setor restringiu-se à poluição gerada por algumas poucas atividades de criação animal. A tentativa de cobrar pela água para irrigação também enfrentou sérias resistências políticas e fracassou. Já a cobrança pela contaminação dos corpos hídricos por nitratos e pesticidas, um dos mais sérios problemas de degradação ambiental do país, encontrou ainda problemas de natureza técnica associados à questão de fontes de poluição difusa.

A terceira fase da implementação da cobrança pode ser identificada pelo início da discussão de um novo anteprojeto de lei para a gestão de recursos hídricos. Como na Lei de 1992, os debates

não se caracterizam pelo questionamento da estrutura do sistema, mas podem ser interpretados como uma resposta aos descontentamentos e impasses registrados ao longo da década de 90. Em 2002 o governo propôs um novo projeto de lei, marcado pelo esforço em se minimizar os impactos sócio-econômicos do aumento da cobrança pelo uso da água ocorrido na última década e, principalmente, pela tentativa de incorporar uma maior parcela do setor agrícola no sistema de cobrança. Para se contornar os problemas associados à mensuração da poluição difusa associada ao uso de fertilizantes e pesticidas, o governo propôs uma taxa proporcional à produção agrícola e ao uso do solo. Contudo, a mudança de governo nas eleições de setembro 2002 resultou no abandono da proposta. Um novo projeto, propondo uma redefinição da cobrança dos usuários agrícolas e a simplificação do cálculo da cobrança, está em fase preliminar de discussões.

Resultados

O sistema francês pode ser considerado uma experiência bem-sucedida em termos de planejamento por um processo político participativo e descentralizado, ainda que o setor agrícola não tenha sido inteiramente inserido nesse processo e no alcance da cobrança.

Os resultados do mecanismo de cobrança/subsídio em termos de redução de poluição doméstica e industrial também podem ser considerados bastante satisfatórios. Os subsídios concedidos aos investimentos em controle de poluição foi um dos fatores que permitiram que a taxa de tratamento de efluentes domésticos crescesse de menos de 50% em 1982 para mais de 72% em 1992. No mesmo período, a indústria reduziu as emissões residuais de carga orgânica em mais de 27% e material tóxico em mais de 38 %. Contudo, devido à interação da cobrança com as políticas de comando e controle em vigor, não é possível se contabilizar de maneira precisa a parcela destas reduções a ser efetivamente atribuída ao sistema de cobrança.

Por outro lado, devido aos problemas políticos e técnicos que limitaram o alcance da cobrança no setor agrícola, o sistema mostrou-se incapaz de auxiliar no controle da poluição associada a estas atividades. A extensão do problemas relacionados ao uso indiscriminado de pesticidas e fertilizantes pode ser medida por números recentemente divulgados: 12% das estações de qualidade dos aquíferos franceses indicam concentrações de nitrato acima de níveis permitidos pela lei. Calcula-se ainda que 90% dos cursos d'água e aquíferos apresentem, em graus variados, problemas relacionados à contaminação por pesticidas.

O principal problema da experiência francesa consiste, como já destacado anteriormente, na incapacidade de inserir o setor agrícola no sistema de cobrança. Tanto mais que este setor representa o mais importante usuário de água em termos de quantidade e o responsável pelo principal problema de poluição dos recursos hídricos, dado o emprego indiscriminado de pesticidas e fertilizantes.

A não-inserção do setor agrícola gera ainda tensões com os demais usuários, que vêem o tratamento privilegiado dado aos agricultores como contrário à natureza participativa pretendida pela cobrança. As pressões para a extensão da cobrança no setor agrícola têm aumentado sobretudo devido ao crescente impacto da cobrança na conta dos usuários domésticos. O número

crescente dos protestos, com registro de casos de consumidores se recusando a pagar suas contas, mostra ainda que será politicamente difícil gerar receita adicional pelo aumento da cobrança no setor doméstico. Isto reforça ainda mais a necessidade da inclusão do setor agrícola.

Deve-se ainda destacar problemas relacionados à cobrança por poluição. Em primeiro lugar, como discutido na apresentação da fórmula da cobrança, a determinação da carga poluente como função do consumo estimado por habitante (caso doméstico) ou escala de produção (caso industrial) limita o uso da cobrança como instrumento de incentivo ao controle de poluição. Além disso, a cobrança tem recebido críticas quanto a sua falta de transparência. Estas argumentam que as Agências de Água escolhem que poluentes devem ser cobrados e quanto cobrar, muitas vezes seguindo critérios arbitrários e pouco transparentes, sem uma avaliação consistente dos impactos ambientais de cada carga poluente. Alguns gestores, sem questionar a autonomia das Agências para determinar os valores a serem cobrados, apontam para a necessidade do estabelecimento de objetivos ambientais em nível nacional. Estes proporcionariam uma maior transparência ao definir o conjunto de poluentes cuja degradação seja passível de cobrança

2.1.2.2 Holanda²

Assim como no caso francês, os problemas de gestão de recursos hídricos na Holanda também se concentram na questão da qualidade. O país é famoso por sua expansão territorial sobre o mar e os inúmeros cursos d'água que cortam seu território. Todavia, o país apresenta uma das mais altas densidades populacional, agrícola e industrial do mundo que geram significativos impactos na qualidade da água.

Esta tendência à deterioração da qualidade dos recursos hídricos levou a Holanda a promulgar uma lei sobre poluição das águas em 1970. Esta, além de estipular uma série de mecanismos de comando e controle para regular o padrão de emissão de efluentes, introduziu também o instrumento de cobrança por poluição.

No que tange ao arranjo institucional, o modelo holandês seguiu a experiência francesa de gestão descentralizada. Os órgãos regionais de água tem total autonomia para tomar a decisão de implementar ou não a cobrança por poluição e determinar seus valores. Contudo, o sistema holandês não adota a forma participativa e hierárquica da gestão por bacias como no caso da França.

Os usuários industriais e urbanos pagam uma taxa proporcional à quantidade de poluição que é lançada por seu efluente. O número de poluentes sujeitos a cobrança é reduzido. Para o setor industrial, a cobrança incide sobre metais pesados e carga orgânica. Já quanto ao usuário doméstico, a cobrança aplica-se à carga orgânica (estimada proporcionalmente à população). A fórmula de cobrança pode ser apresentada de maneira simples:

² As análises dos casos holandês e alemão baseiam-se em Seroa da Motta (1998).

$$VT = Q \times PUB$$

VT = valor total anual

Q = quantidade de poluição gerada

PUB = preço unitário básico

O valor regional do PUB varia entre US\$30 e US\$60 de acordo com a região. Estes valores, contudo, não estão diretamente relacionados à variação da qualidade ambiental do meio receptor ou ao impacto ambiental efetivo do lançamento do efluente. A variação está associada aos custos de controle, refletindo as diferenças regionais no custo de construção e operação de plantas de tratamento. De fato, no caso holandês a cobrança foi introduzida como uma fonte de financiamento para a construção das estações de tratamento de esgoto. Não havia a intenção explícita de se usar a cobrança para se induzir ao uso racional dos recursos hídricos.

Entretanto, devido aos altos e crescentes valores adotados, a cobrança tem sido considerada como um instrumento de êxito não só na geração de receitas como também na indução ao controle de poluição. Para se ter um idéia da magnitude dos valores cobrados, Bressers e Schuddeboom (1996) reportam que a receita arrecadada em 1990 superou US\$ 3 bilhões. Este montante representa mais que o dobro da arrecadação francesa na mesma época, ainda que o PIB holandês represente aproximadamente apenas 20% do PIB da França.

Para simplificar a operacionalização do sistema de cobrança da poluição, o cálculo da carga poluente varia de acordo com o porte da indústria. Os poluidores de pequeno porte são cobrados por uma taxa fixa e os poluidores médios por uma tabela de parâmetros médios semelhante ao caso francês. Apenas os grandes produtores têm seus lançamentos diretamente medidos. Ainda como no caso francês, caso uma planta industrial sinta-se prejudicada pelo sistema, ela pode pedir que seus efluentes sejam diretamente medidos.

Bressers e Schuddeboom (1996) chamam a atenção para o fato de que a cobrança foi utilizada como um poderoso instrumento de negociação entre reguladores e poluidores, uma vez que o sistema permite descontos no (alto) valor da cobrança por conta de investimentos de controle de poluição em andamento. Mesmo em regiões onde a cobrança não é adotada, muitas vezes os gestores utilizam a ameaça da implementação como um mecanismo de pressão para os poluidores aumentarem seus investimentos em controle ambiental.

A cobrança por quantidade teve início em 1983. Esta inicialmente restringiu-se a uma taxa fixa (US\$0,005/m³) aplicada à água subterrânea. Em 1995 foi introduzida a cobrança pelo uso da água superficial, sendo cobrada uma tarifa diferenciada para o uso doméstico (US\$0,17/m³) e industrial (US\$0,085). Vale observar que, como no caso francês, a definição da tarifa mais alta para o setor com menor elasticidade-preço de demanda parece seguir o princípio dos preços públicos. Observa-se ainda que a arrecadação da cobrança pelo uso gira em torno de US\$ 150 milhões, o que representa aproximadamente 5% do volume arrecadado com a cobrança sobre poluição.

Os resultados da experiência holandesa em termos de controle de poluição foram bastante satisfatórios. Devido aos altos valores cobrados, os primeiros efeitos não demoraram a aparecer. Somente no período 1975/1980, a carga orgânica lançada nos meios hídricos foi reduzida em 27% e as de metal pesado em 50%, mesmo levando-se em conta o desenvolvimento industrial no período. Bressers e Schuddeboom (1996) estimaram estatisticamente uma alta correlação (em torno de 70%) entre o nível de controle industrial e o nível de cobrança. Este resultado reforça o argumento de que, ainda que o objetivo da introdução da cobrança tenha sido a geração de receita visando ao financiamento as atividades de controle de poluição (i.e., custos de investimento e operação de estações de tratamento de esgoto), seu alto valor serviu também de incentivo a adoção de processos industriais menos poluentes. O caso holandês ilustra desta forma que o uso da cobrança pode atender ao duplo objetivo de geração de receitas e atingimento de metas ambientais.

Cabe ainda observar que a implementação da cobrança encontrou resistências por parte dos usuários. Os altos valores da cobrança por poluição adotados desde sua implementação, apesar de terem propiciado bons resultados ainda no curto prazo, geraram protestos e questionamentos judiciais do setor industrial. E assim como no caso francês, problemas técnicos e políticos ainda não permitiram a introdução da cobrança no setor agrícola.

2.1.2.3 Alemanha

O sistema de gestão alemão também é descentralizado por órgãos regionais, mas não adota a gestão por bacias nem possui o caráter participativo do modelo francês. O documento legal que orienta a gestão de recursos hídricos na Alemanha é a Lei Federal de Recursos Hídricos de 1957, posteriormente revista em 1986. Refletindo o modelo federativo alemão que atribui grande autonomia administrativa aos *lander*, a Lei Federal definiu a legislação nacional mínima, dando aos estados liberdade para ampliar a abrangência da mesma através de regulamentações regionais.

A cobrança pelo uso da água aplica-se apenas à questão da qualidade. Uma taxa federal de esgoto foi instituída em 1976 e implementada partir de 1981. Todos os usuários urbanos e industriais que descarregam efluentes líquidos nos meios hídricos estão sujeitos à cobrança, que é arrecadada pelos estados. Pelos mesmos problemas apontados anteriormente, a cobrança não se aplica ao uso agrícola.

A cobrança por qualidade incide sobre diversos tipos de poluentes. O valor total da cobrança é o produto da quantidade de poluente medido em unidade de nocividade vezes um preço fixo por unidade de nocividade (taxa de nocividade). Vale observar que no sistema alemão não é o preço que diferencia o grau de dano ambiental entre os diferentes poluentes, mas a unidade de nocividade correspondente a cada um deles. A escala para esta unidade de nocividade está apresentada na Tabela 2.9.

TABELA 2.9
ESCALA DA UNIDADE DE NOCIDIDADE NA COBRANÇA DA ÁGUA POR POLUIÇÃO NA
ALEMANHA

Poluente	Uma unidade de nocividade correponde a
DBO	50 kg
Fósforo	3 kg
Nitrogênio	25 kg
Compostos orgânicos halogenados (AOX)	2 kg
Mercúrio	20 g
Cádmio	100 g
Cromo	500 g
Níquel	500 g
Chumbo	500 g
Cobre	1000 g

Fonte: Planágua (1997)

O valor da cobrança era inicialmente modesto, mas sofreu significativos aumentos em um curto espaço de tempo. Assim, a taxa de nocividade passou de US\$6,60 por unidade de nocividade em 1981 para US\$ 38,9 em 1997.

O fato a se destacar na experiência alemã de cobrança é o peso preponderante das metas ambientais. De fato, a cobrança serve mais como um instrumento de incentivo a ações de investimento em controle do que como uma fonte de arrecadação. O sistema alemão permite generosos descontos para poluidores que consigam atingir os padrões de emissão definidos na legislação (75% do valor total), assim como investimentos em andamento podem ser deduzidos do valor cobrado. Tais descontos, assim como a alta capacidade institucional de impor as normas ambientais às fontes poluidoras resulta em uma baixa arrecadação desta taxa, em comparação com a França e a Holanda. Em 1992, o volume arrecadado foi de apenas US\$ 200 milhões. Do total arrecadado, 20% foi destinado a cobrir os custos de gestão do sistema e o restante utilizado pelos estados para o financiamento dos investimentos municipais em água e esgoto.

Os resultados em termo de cobertura do serviço de esgoto municipal foram modestos, dado o alto grau de cobertura já existente antes da implementação da taxa. Assim, de uma cobertura de 89% em 1979 chegou-se a uma cobertura de 93% em 1991. Os resultados no setor industrial foram, por outro lado, expressivos. Os gastos privados com controle de poluição hídrica, somente no período 1980/1989 cresceram em 50%, passando de US\$2,2 para US\$3,3 milhões. Estima-se que a poluição nos principais rios reduziu-se por mais da metade e certos trechos “mortos” já apresentam vida aquática rica e variada.

2.1.2.4 Colômbia

A Colômbia enfrenta sérios problemas de degradação de seus recursos hídricos, principalmente nas áreas urbanas. Castro (2003) registra que 97% do esgoto doméstico é lançado diretamente no cursos d'água, sem receber qualquer tipo de tratamento. Os mecanismos de comando e controle instituídos em 1984 mostraram-se ineficazes em promover a reversão do quadro, com os padrões de emissão estabelecidos pelas normas ambientais sendo sistematicamente desrespeitados pelos usuários.

Em resposta a este cenário, foi aprovada em 1993 uma lei reestruturando o sistema de gestão ambiental do país. A nova lei introduziu o instrumento da taxa ambiental, abrangendo também o caso da cobrança por poluição hídrica. A cobrança foi regulamentada em 1997. Esta ficou limitada a cobrança por qualidade, aplicando-se à poluição orgânica (DBO) e aos sólidos em suspensão (SS). Ficou definido ainda que a cobrança abrangeria apenas as águas superficiais.

A cobrança por poluição na Colômbia segue o princípio de custo-eficiência de controle ambiental. Este princípio caracteriza-se pelo estabelecimento de um valor de modo a se atingir um nível desejado de poluição³. O objetivo é minimizar os custos totais de controle da sociedade sujeito à restrição de que a poluição total gerada por todos os usuários não exceda um padrão ambiental previamente estabelecido. Deste modo, fixa-se o padrão ambiental para o meio e não o padrão de emissão dos usuários. Os usuários com menor custo de controle, que serão aqueles com custo marginal de controle menor do que o valor da cobrança, reduzirão seus lançamentos de efluentes. Os demais usuários manterão seu padrão de emissão inalterado. Deste modo, alcança-se a meta desejada ao menor custo social.

Vale ressaltar que o princípio do custo-eficiência estipula um nível de cobrança de modo a minimizar o custo social para se atingir um total de emissões desejado, que não corresponde ao nível ótimo de poluição. Este último exigiria a implementação de taxas pigouvianas, na qual o preço da poluição corresponde ao custo social marginal do dano ambiental causado pela poluição. Contudo, taxas pigouvianas são de difícil implementação uma vez que o cálculo do custo do dano ambiental é de difícil estimativa. Além do mais, as metas de carga poluente adotadas no princípio de custo-eficiência podem ser revistas de modo a se aproximar do ótimo, a medida em que se adquire conhecimento sobre o custo de controle dos usuários.

O sistema de cobrança colombiano é descentralizado por regiões e participativo. O estabelecimento das metas de redução em termos de DBO e SS é fruto do debate entre todas as partes interessadas _ usuários, membros do governo e comunidades ribeirinhas. Estas metas são definidas para um horizonte de cinco anos. As reduções são especificadas em termos de objetivos semestrais de redução de lançamento de carga poluente. O valor arrecadado deve ser reinvestido na própria região em atividades de controle de poluição.

³ Ou atingir uma meta de redução de poluição, que pode ser interpretada como o estabelecimento implícito de um nível desejado de poluição.

Uma vez estabelecidas as metas de redução, as autoridades ambientais identificam as fontes emissoras de efluentes e calculam as respectivas vazões de descarga, de modo a efetuar a cobrança. Vale observar que tal sistema requer um grande esforço de monitoramento, uma vez que os órgãos ambientais precisam verificar as emissões para calcular os valores da cobrança e averiguar se as reduções de lançamento estão de acordo com os objetivos semestrais.

Como no caso alemão, o governo federal define valores mínimos de cobrança que podem ser reajustados pelo órgão ambiental regional. A fórmula da cobrança pode ser expressa da seguinte forma:

$$VT_t = Q \times PUB \times K_{1,t}$$

onde

VT = valor total da cobrança no semestre t

Q = quantidade de poluição (Kg de DBO e SS)

PUB = preço unitário básico, definido pelo governo federal

$K_{1,t}$ = coeficiente regional no semestre t ($K_{1,t} > 1$)

Ao fim de cada semestre, o órgão ambiental verifica se as metas de redução foram atingidas. Em caso positivo, a fórmula de cobrança se repete no semestre seguinte (i.e., $VT_{t+1} = V_t$). Caso a meta não tenha sido alcançada, o coeficiente regional K_1 sofre um aumento, de modo que o valor a ser pago no semestre seguinte passa a ser:

$$VT_{t+1} = Q \times PUB \times 1,5 K_{1,t}$$

A implementação da cobrança encontrou uma série de dificuldades devido a falta de estrutura institucional e tem evoluído lentamente. Dos 37 órgãos regionais, somente 13 começaram a cobrar os usuários. Nestas regiões, apenas um terço do valor total das faturas foi arrecadado. A cobrança vem enfrentando sérias reações da parte das companhias de saneamento, que têm se recusado a pagar as contas e movido várias ações judiciais. Já os usuários industriais, que foram inicialmente mais receptivos à cobrança e têm investido em atividades de controle, ameaçam interromper os pagamentos. Estes reclamam que, como o esgoto doméstico não é tratado, as metas semestrais não conseguem ser atingidas e todos têm seus valores de cobrança reajustados. Além disso, há uma desconfiança entre os usuários de que a receita gerada será realmente destinada ao controle da poluição na bacia, uma vez que a arrecadação passa primeiro pelo Tesouro federal e os usuários acreditam não haver garantias suficientes de que estas receitas retornem às regiões. Por fim, Castro (2003) observa deficiências na própria formulação da cobrança, uma vez que o estabelecimento de objetivos semestrais não leva em conta o fato de que os efeitos de investimentos em controle de poluição levam certo tempo até serem observados.

2.1.2.5 México

Os esforços do governo mexicano para instalar um sistema descentralizado de gestão de recursos hídricos não lograram êxito. O sistema de gestão mexicano é centralizado pela Comissão Nacional de Água (CNA). A CNA definiu a bacia hidrográfica como a unidade básica de gestão e, na tentativa de reproduzir o bem-sucedido sistema participativo francês, definiu que cada bacia contaria com um Conselho de Bacia composto pelos usuários e demais partes interessadas. Contudo, os poucos Conselhos efetivamente instalados possuem capacidade institucional deficiente e são pouco atuantes.

A cobrança sobre poluição no México vigora desde 1991. No período 1991/95, a cobrança por poluição era equivalente a uma multa por não-atendimento aos padrões de emissão (*non-compliance charges*). A cobrança incidia sobre a carga poluente acima de um padrão de emissão legal (matéria orgânica e sólidos em suspensão) multiplicada pelo valor unitário respectivo estabelecido diferencialmente para quatro regiões. Tal divisão zonal estava correlacionada com a disponibilidade hídrica e cada rio era classificado em uma dessas categorias zonais. Os valores unitários variavam de US\$ 0,003/ton a US\$0,090/ton de poluentes.

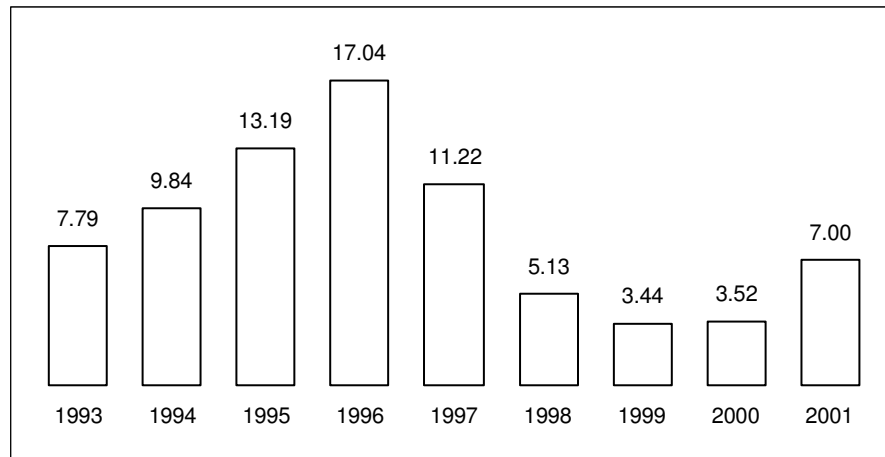
Em 1995 a revisão da Lei dos Direitos Federais da Água introduziu uma série de reformas no sistema. O critério de classificação dos rios para a definição do valor unitário da cobrança deixou de ser a disponibilidade hídrica, sendo adotado o padrão ambiental. Os corpos hídricos passaram a ser classificados de acordo com o nível de tratamento necessário para atender o seu padrão ambiental. Desta forma, os rios classificados como do tipo 1 exigem apenas tratamento primário, os do tipo 2 tratamento secundário e os do tipo 3 requerem tratamentos mais sofisticados.

A cobrança passou a se aplicada sobre toda a poluição gerada medida por concentração de efluentes. A extensão da cobrança à toda a carga poluente teve como principal objetivo incentivar a adoção de medidas de controle de poluição. Entretanto, manteve-se também o objetivo de geração de receita.

Os valores unitários, além de variarem por tipo, passaram a variar também segundo o nível de emissão medido pela concentração. A cobrança por concentração (miligrama por litro) tem quatro classes: acima de 150mg/l; entre 150 e 75mg/l; entre 75 e 30mg/l e menos de 30mg/l. Os seus valores unitários são calculados em relação aos respectivos custos de controle e, assim, aumentam por nível de controle e concentração, variando de US\$0,04 e US\$1,60

Poluidores com uma descarga inferior a 3.000m³ pagam uma taxa fixa e municípios com menos de 2.500 habitantes estão isentos. A agricultura também não é sujeita a cobrança.

A cobertura nacional do sistema de água vem exigindo recursos de monitoramento acima da atual capacidade financeira da CNA. A falta de participação pública e privada, resultante do fracasso da implementação dos Conselhos de Bacia, tem motivado oposição política e judicial dos poluidores, que alegam sofrerem perda de competitividade. Conseqüentemente, a implementação do sistema tem sido bastante ineficiente. A receita gerada pela cobrança é baixa e a cobrança não conseguiu modificar o padrão de emissões dos poluidores.



Fonte: Baseado no “ Segundo Informe de Gobierno”, Presidencia de la República, 2002 e INEGI, “Estadísticas económicas de mediano plazo”, 2002.

Figura 2.1. Arrecadação da cobrança por poluição – México (em milhões deUSD)

O caso mexicano é um bom exemplo da importância de capacidade institucional na implementação de um sistema de cobrança. Esta experiência também revela as dificuldades de um sistema centralizado. Várias propostas tramitavam no Congresso em 2003 visando à reforma do sistema de gestão. Todas propunham um aprofundamento da descentralização através de maior autonomia para as bacias hidrográficas e o reforço de sua capacidade institucional.

2.2 O CASO BRASILEIRO⁴

2.2.1 Considerações Gerais

A gestão de água no Brasil recebeu seu primeiro diploma de política em 1934, com o Código das Águas. Apesar de a lei reconhecer o caráter múltiplo do uso da água, o desenvolvimento do potencial hidrelétrico predominou na formulação da política de águas no país. A prevalência dos interesses do setor de energia era assegurada pela ativa atuação do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), órgão vinculado ao Ministério de Minas e Energia.

O aspecto ambiental possuía papel secundário na gestão de recursos hídricos. A questão do controle de poluição hídrica surgiu apenas no fim da década de 1970, quando foram promulgadas as primeiras leis que tratavam do controle e monitoramento da qualidade da água. Estas leis previam ainda multas aos agentes poluidores. Contudo, a aplicação das punições encontrou uma série de dificuldades políticas, principalmente pelo fato de os maiores poluidores serem as companhias públicas de água e esgoto.

A centralização política e fiscal antes da Constituição de 1988 colocava o governo federal em posição sempre superior às questões hídricas. Esta posição ainda era reforçada pela importância das bacias federais no balanço hidrológico dos maiores centros produtores do país, reduzindo assim o campo de atuação dos governos estaduais. Aos municípios, não obstante serem os usuários mais diretos das bacias, nada cabia em ação política.

⁴ Muitas das análises aqui apresentadas baseiam-se nos artigos de Féres e Seroa da Motta (2004) e Seroa da Motta (1998).

Assim sendo, pode-se caracterizar a política de recursos hídricas no país como centralizadora, setorial e totalmente dependente de recursos orçamentários.

Esta estrutura de gestão começou a dar sinais de esgotamento com o agravamento dos conflitos pelo uso da água resultante do processo de industrialização, urbanização e modernização agrícola. A intensificação destes conflitos começou a gerar questionamentos quanto à predominância dos interesses do setor hidrelétrico na política de recursos hídricos em detrimento dos demais usuários. O modelo, centralizado e dependente de recursos orçamentários, foi ainda abalado pela crise econômica da década de 80 e as conseqüentes dificuldades no financiamento do gasto público dificultavam a sobrevivência do modelo vigente. Em vista deste cenário, surgiram então as primeiras experiências de gestão integradas de recursos hídricos de características participativas e descentralizadas.

A criação dos Comitês Executivos de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH) representou um primeiro esforço na direção de uma gestão integrada. Os objetivos principais dos CEEIBHs eram o desenvolvimento de estudos para a classificação dos rios levando-se em conta seus múltiplos usos e o acompanhamento da utilização racional. Comitês executivos foram instalados nas principais bacias do país para conduzir estes estudos, destacando-se o do rio Paraíba do Sul e o do rio São Francisco. Contudo, como o CEEIBH não tinha poder normativo nem autonomia fiscal, suas recomendações não foram implementadas.

Embora não exitosas, essas experiências participativas e descentralizadas revelavam que os atores da política de recursos hídricos no país estavam considerando agora uma nova estrutura de gestão. Tal percepção possibilitou a inserção de disposições na constituição federal e nas constituições estaduais de capítulos sobre uma política de recursos hídricos que abriram caminho para a elaboração de novas legislações de água.

Em cumprimento ao dispositivo constitucional⁵, uma série de debates visando a elaboração de um anteprojeto de lei federal foram organizados com o apoio do DNAEE e IBAMA. Uma primeira versão foi finalizada em 1989. Esta já estabelecia a gestão por bacias hidrográficas e a criação dos respectivos comitês, bem como definia a cobrança pelo uso da água como um instrumento de política de recursos hídricos. Contudo, o anteprojeto ainda refletia interesses setoriais que privilegiava os aproveitamentos hidroenergéticos, carecendo de uma abordagem de gestão integrada. Tal fato desencadeou uma forte reação dos demais setores usuários.

Para acomodar todos os interesses envolvidos na questão, a negociação do projeto passou a ser conduzida pela Secretaria de Assuntos Estratégicos, ligada diretamente à Presidência da República. Com isto, o DNAEE perdeu boa parte de sua capacidade de influir no processo. A partir de 1994, com a criação da Secretaria de Recursos Hídricos, órgão vinculado ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), o debate se intensificou. A melhoria da qualidade ambiental passou a ocupar um espaço importante nas discussões, bem como os princípios de gestão participativa e descentralizada ganharam força. Finalmente, em 1997 é aprovada a Lei No. 9.433, que instituiu a política nacional de recursos hídricos.

⁵ Constituição Federal de 1988, art.21, inciso XIX.

Paralelamente, diversos estados elaboraram suas legislações no período pós-constituinte. Assim como na esfera federal, a maioria dos estados adotou o modelo francês de gestão participativa e descentralizada. A bacia hidrográfica foi definida como a unidade administrativa básica e adotou-se o arranjo institucional baseado nos comitês de bacia e agências de água.

Em relação aos instrumentos de política, todas as legislações assemelham-se ao definirem os planos de bacia hidrográfica, a outorga e a cobrança pelo uso da água em termos de quantidade e qualidade. No que se segue, focaremos nossa análise apenas na questão da cobrança.

A Tabela 2.10 resume os objetivos e características da cobrança pelo uso da água definidos nos textos legais brasileiros. Conforme pode ser observado, todas as leis atribuem à cobrança um duplo objetivo. Esta deve ser um mecanismo de financiamento, com a receita decorrente da cobrança sendo destinada ao financiamento de investimentos na bacia hidrográfica. Ao mesmo tempo, a cobrança também é vista como um instrumento de indução ao uso racional dos recursos hídricos, visando assim à melhoria da qualidade ambiental.

TABELA 2.10
COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

Estado	Geração de receitas	Metas ambientais	Tipo de uso	Condições sócio-econômicas do usuário	Objetivos econômicos regionais	Aplicação de receitas fora da bacia	Alterar ocupação espacial
AL (1997)	X	X	X	X	X		
BA(1995)	X	X	X	X	X	X	
CE(1992)	X	X	X			X	
DF(1993)	X	X	X				
ES(1998)	X	X	X	X			
GO(1997)	X	X	X			X	
MA(1997)	X	X	X	X	X		
MT(1997)	X	X	X	X	X	X	X
MG(1999)	X	X	X				
PA(2001)	X	X	X		X		
PB(1996)	X	X	X			X	
PR(1999)	X	X	X				
PE(1997)	X	X	X			X	
PI(2000)	X	X	X		X		
RJ(1999)	X	X	X				
RN(1996)	X	X	X	X		X	
RS(2000)	X	X	X			X	
SC(1994)	X	X	X			X	
SP(2000)	X	X	X				
SE(1998)	X	X	X			X	
Federal (1997)	X	X	X			X	

Fonte: Féres e Seroa da Motta (2004)

Uma outra característica comum a todos os textos é a discriminação por tipo de uso, sendo definidos valores de cobrança diferenciados para os diversos setores usuários. Esta discriminação permite assim adotar mecanismos de subsídios cruzados entre usuários. Determinados estados chegam a manifestar explicitamente esta intenção, ao afirmarem em suas leis que os valores a serem cobrados dependerão das condições sócio-econômicas dos setores usuários.

Observa-se ainda a intenção de alguns estados de usar a cobrança na promoção de objetivos econômicos regionais, o que sugere que os valores da cobrança podem ser ajustados para se levar em conta questões de impacto econômico em nível regional. Verifica-se ainda que alguns estados admitem a possibilidade de se aplicar parte das receitas da cobrança fora da bacia de origem. Por fim, o estado do Mato Grosso inclui entre os objetivos da cobrança o incentivo alteração da ocupação espacial das atividades econômicas nas bacias.

Estas leis, entretanto, revelam apenas os objetivos gerais da cobrança. Nenhum texto detalha com clareza o processo de determinação dos valores da cobrança. Como todos mencionam como critérios norteadores da cobrança o financiamento de investimentos, o atingimento de metas ambientais e a discriminação por tipo de uso, há uma ampla gama de possibilidades para se ajustar os valores da cobrança de acordo com o peso relativo de cada um destes critérios. Maior detalhamento sobre o cálculo da cobrança é remetido à fase de regulamentação.

A cobrança pelo uso da água no Brasil encontra-se atualmente nesta fase de regulamentação, existindo até o momento poucas experiências de implementação deste instrumento. Nas próximas seções, serão analisadas as três experiências que se encontram em estágio mais avançado. As duas seções que se seguem tratam das experiências de cobrança efetivamente implementadas. Primeiramente, será analisado o caso cearense, onde a cobrança foi iniciada em 1996. Em seguida, será apresentado o caso da bacia do rio Paraíba do Sul, a primeira experiência de cobrança em águas de domínio federal. Por fim, a última seção apresenta a fórmula de cobrança proposta para o estado de São Paulo, a qual encontra-se ainda em fase de regulamentação.

2.2.2 Estudos de Caso

2.2.2.1 Ceará

A gestão de recursos hídricos no Ceará possui uma série de peculiaridades em relação ao cenário nacional. A legislação estadual sobre o tema é bem simplificada, se comparada com as demais unidades da federação. Além disso, como o estado não é cortado por rios de domínio federal, o governo cearense pôde implementar sua política de recursos hídricos sem se preocupar com a articulação em relação a políticas de águas de domínio federal. O estado foi ainda pioneiro na implementação da cobrança pelo uso da água no Brasil.

Esse pioneirismo deve-se em boa parte aos graves problemas de escassez de água no estado, que torna a questão da gestão dos recursos hídricos de suma importância. De fato, o Ceará não possui rios perenes, e a provisão de água depende de um sistema de reservatórios e barragens. Estes reservatórios são responsáveis por aproximadamente 60% da oferta de água, que é distribuída aos usuários através de canais naturais e artificiais. No início dos anos 90, as barragens e reservatórios até então operados pelo governo federal foram transferidos para a esfera estadual. O governo cearense decidiu então aproveitar a ocasião para reformar o sistema de gestão, definindo um planejamento para o setor e adotando a cobrança pelo uso da água para recuperar os custos de provisão.

A administração do sistema de reservatórios e distribuição de água passou para as mãos da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). A COGERH, de acordo com os princípios de gestão participativa e descentralizada, fomentou a criação de associações de usuários de água para cada reservatório. Estas associações têm por objetivo discutir o planejamento da expansão da oferta de água bem como os critérios para a distribuição da mesma entre os usuários. Com a promulgação da Lei No. 9.433, o estado adaptou-se às normas federais adotando a gestão por bacia hidrográfica e CBHs.

Em relação à cobrança pelo uso da água, esta baseou-se em critérios simples, com os preços variando segundo os custos de transporte (i.e., a distância dos reservatórios até o ponto de consumo), a capacidade de pagamento dos diferentes usuários e o grau de confiabilidade do sistema (em termos de regularidade do serviço). Vale ainda observar que muito da simplicidade da cobrança e da facilidade de sua implementação deve-se à ausência de cobrança por qualidade, o que evitou problemas envolvidos na definição e mensuração dos poluentes a serem cobrados.

Inicialmente, a cobrança restringiu-se aos usuários industriais e domésticos (através das companhias de saneamento), sendo em seguida incorporados os produtores agrícolas. A Tabela 2.11 apresenta os valores da cobrança relativos ao ano de 2001. Como pode ser visto, o preço cobrado aos usuários industriais são quase 28 vezes maiores que os de usuários doméstico. Estes, por sua vez, pagam aproximadamente 6 vezes mais que os irrigantes. Tais preços basearam-se sobretudo em fatores sócio-econômicos, cobrando-se mais dos setores com maior capacidade de pagamento. Esta política de subsídios cruzados, beneficiando os usuários agrícolas e domésticos, foi um dos componentes fundamentais para a sustentação política da cobrança. Devido ao baixo nível de renda médio dos usuários domésticos e agricultores, provavelmente um reajuste de preços para esses usuários encontraria fortes resistências.

TABELA 2.11
COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO CEARÁ – 2001

(US\$/1000 m³)

Usuário	Valor da cobrança
Industrial	327.66
Doméstico	5.53 - 11.91
Irrigação	0.43 - 2.13

Fonte: COGERH

A receita arrecadada alcançou US\$2 milhões no ano de 2002, montante suficiente para cobrir os custos operacionais da COGERH. Os preços cobrados não buscam cobrir os custos de capital. A quase totalidade do financiamento de investimentos é proveniente do orçamento do estado. Conforme dito anteriormente, devido ao baixo nível de renda médio dos usuários domésticos e agricultores, provavelmente um reajuste de preços visando ao financiamento de custos de capital seria politicamente inviável.

Recentemente, a COGERH tem manifestado a intenção de utilizar a cobrança também para fins ambientais. De fato, a empresa considera usar a cobrança como um indicador de escassez dos recursos hídricos na região através de reajustes graduais no valor cobrado aos usuários. Esta política de incorporação de metas ambientais ao instrumento de cobrança uma vez mais deve encontrar dificuldades devido à limitada capacidade de pagamento dos usuários.

De forma geral, os resultados em termos de confiabilidade do sistema podem ser considerados satisfatórios, com a COGERH apresentando bons índices de regularidade de abastecimento em água.

Devido às peculiaridades da região, a experiência cearense deve ser interpretada como uma solução específica para um caso particular. O principal ensinamento que se pode obter é que a cobrança pelo uso da água pode ser introduzida mesmo em regiões com um baixo nível de renda, trazendo significativas melhoras na gestão de recursos hídricos.

2.2.2.2 Bacia do Rio Paraíba do Sul

A análise da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul é importante por se constituir na primeira experiência de implementação da cobrança em águas de domínio federal. Devido a este caráter pioneiro, este caso será analisado de maneira mais detalhada.

Caracterização da Bacia

O principal problema enfrentado pela bacia do rio Paraíba do Sul diz respeito à poluição de origem doméstica e industrial. A rápida expansão demográfica nas áreas urbanas da bacia não foi acompanhada das medidas necessárias de planejamento e saneamento. Este processo resultou numa ocupação indiscriminada de suas margens e na carência de infraestrutura sanitária. De acordo com o Plano de Recursos Hídricos da bacia, 69,1% das residências localizadas na região da bacia têm seus esgotos coletados, e apenas 12,3% do volume de esgoto coletado é tratado antes de ser lançado nos corpos hídricos. Além da poluição de origem doméstica, a intensa atividade industrial na região contribuiu para a degradação dos recursos hídricos. De fato, a bacia engloba importantes regiões industriais e urbanas do país cuja produção corresponde a aproximadamente 10% do PIB.

O impacto do crescimento demográfico desordenado e da intensa atividade industrial sobre a qualidade da água da bacia pode ser ilustrado pela Tabela 2.12. O percentual de violações das amostras recolhidas nas estações de monitoramento em relação aos padrões definidos para a bacia é bastante alto. Os números relativos às concentrações de fosfato, coliformes fecais e DBO mostram o alto nível de poluição orgânica. A presença significativa de substâncias tóxicas tais

como o alumínio e fenóis, realça o papel do setor industrial na degradação da qualidade das águas.

TABELA 2.12
PARÂMETROS DE QUALIDADE CRÍTICOS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Parâmetro	Índice de violações médias¹ (%)
Alumínio	98.9
Fosfatos	90.3
Fenóis	34.4
Coliformes fecais	77.8
DBO	11.8

Fonte: Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul (2002)

Nota: (1) Corresponde ao índice de violações das amostras colhidas em relação aos padrões de qualidade estabelecidos para a bacia.

Além de destacar o problema da poluição na bacia, a tabela também ilustra a ineficácia dos instrumentos de controle. O mau desempenho dos mecanismos de controle de poluição pode ser atribuído principalmente à falta de recursos humanos e financeiros dos órgãos ambientais para desempenhar suas atividades de monitoramento e controle.

A Cobrança no Paraíba do Sul

Em vista da crítica situação da bacia e de sua importância em termos de localização geográfica, o governo federal definiu a bacia do rio Paraíba do Sul como prioritária para a implementação do novo sistema de gerenciamento de recursos hídricos. Em 1996, portanto ainda antes da promulgação da lei 9.433, foi instalado o Comitê para a Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), seguindo os princípios participativos do novo modelo.

As negociações acerca da metodologia da cobrança pelo uso da água na bacia iniciaram-se em 2000. Na discussão dos objetivos da cobrança, decidiu-se que a receita gerada deve ser destinada ao financiamento de ações estruturais e não-estruturais (gastos com gestão) cuja implementação visa a recuperação geral do meio ambiente da bacia e, em especial, da qualidade de seus recursos hídricos. Os princípios gerais que nortearam estas discussões podem ser resumidos em quatro pontos.

Simplicidade: o critério da simplicidade da fórmula de cobrança, tanto em termos operacionais como conceituais, prevaleceu ao longo de todo o debate. Procurou-se definir mecanismos de cobrança baseados em parâmetros facilmente mensuráveis. Tal critério foi adotado para familiarizar os usuários com este novo instrumento de gestão e para avaliar as reações dos mesmos.

Aceitabilidade: a aceitação por parte dos usuários da bacia é um requisito fundamental para a legitimação da cobrança. O caráter participativo do CEIVAP permitiu a intervenção dos usuários no debate sobre a metodologia da cobrança, facilitando assim a aceitação da cobrança pelas partes interessadas.

Sinalização: a cobrança pelo uso da água deve sinalizar o valor econômico da água e incentivar ao uso racional da mesma, tanto em termos de qualidade quanto de quantidade.

Minimização de impactos econômicos: a sinalização do valor de escassez da água, no entanto, não deve ser tão forte a ponto de comprometer a aceitação da tarifa. Desta forma, os critérios de preço da cobrança foram definidos de modo a minimizar os impactos econômicos sobre os custos dos usuários, sendo adotados baixos valores para a cobrança.

Vale destacar o caráter potencialmente contraditório destes princípios. Em particular, a questão da aceitabilidade e minimização de impactos econômicos, estão em oposição à função sinalizadora da cobrança. Se o valor da cobrança for alto, privilegiando o princípio sinalizador e servindo como instrumento de indução de investimentos em controle de poluição, o impacto no custo do usuário pode ser significativo o bastante para ameaçar a aceitabilidade da cobrança. Por outro lado, baixos valores podem facilitar a aceitação da cobrança, mas ao mesmo tempo não incentivar à adoção de práticas de uso racional da água. Como será visto adiante, na fórmula final prevaleceram os critérios de aceitabilidade/minimização de custos em detrimento da função sinalizadora.

Em março de 2001 o CEIVAP aprovou a primeira proposta para a cobrança, limitada aos grandes usuários domésticos e industriais. Durante o debate que se seguiu a esta resolução, a implementação gradual da cobrança foi abandonada em prol da aplicação a todos os usuários. Em dezembro de 2001 o CEIVAP aprovou a metodologia da cobrança para os usuários agrícolas, industriais, domésticos, os aproveitamentos hidroenergéticos e a piscicultura. A cobrança também passou a englobar todos os usuários “significativos”, ficando isento apenas usuários com captação inferior a 1 l/s.

Um ponto importante a ser destacado é o caráter transitório da metodologia da cobrança. Ficou estabelecido que a fórmula adotada será válida durante três anos após o efetivo início da cobrança. Vários motivos explicam este curto período de transição. Em primeiro lugar, a simplicidade da fórmula de cobrança. Ao fim deste período, a metodologia deverá adotar critérios mais sofisticados uma vez que os usuários se familiarizem e se adaptem ao mecanismo e o sistema de monitoramento da bacia seja melhorado. Em particular, deverá ser incluído um maior número de poluentes. Em segundo lugar, espera-se que ao fim desse período os estados já tenham regulamentado a questão da cobrança nas águas de seu domínio. Como a bacia do rio Paraíba do Sul engloba rios de domínio federal e estadual, é necessário que haja uma interação entre a cobrança nas duas esferas de governo de modo a se promover uma gestão efetivamente integrada. No momento, apenas as águas de domínio federal estão sujeitas à cobrança. Com a aprovação e implementação das regulamentações estaduais, espera-se que ocorram mudanças na metodologia de modo a coordenar a aplicação do mecanismo nas duas esferas. Finalmente, o caráter transitório também se justifica pela ausência de regulamentação quanto aos critérios gerais para a implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos no país. Uma proposta de resolução encontra-se em discussão, e a experiência da cobrança no rio Paraíba do Sul foi autorizada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos em caráter excepcional. Possíveis ajustes deverão ser necessários após a regulamentação da cobrança.

Metodologia da Cobrança

A metodologia aprovada definiu três fatos geradores para a cobrança pelo uso: captação, consumo e diluição de efluentes. Abaixo, a fórmula é apresentada de modo a destacar a parte relativa a cada tipo de uso:

$$VT = \underbrace{Q_A \times K_0 \times PPU}_{\text{CAPTAÇÃO}} + \underbrace{Q_A \times K_1 \times PPU}_{\text{CONSUMO}} + \underbrace{Q_A \times (1 - K_1) \times (1 - K_2 K_3) \times PPL}_{\text{DILUIÇÃO DE EFLUENTES (DBO)}}$$

Onde:

VT = valor total da cobrança pelo uso da água

Q_A = vazão captada, de acordo com o volume outorgado

K_0 = coeficiente de captação, definido pelo CEIVAP ($K_0 < 1$)

K_1 = coeficiente de consumo (i.e., proporção da água captada que não é retornada aos corpos hídricos), que varia de acordo com o setor de atividade

K_2 = percentual de efluente tratados

K_3 = nível de eficiência na redução de DBO, que varia de acordo com os equipamentos de controle de poluição adotados pelo usuário

PPU = preço público unitário (R\$/m³), definido pelo CEIVAP

É importante observar que a quantidade Q_A a ser utilizada na fórmula de cálculo é a declarada para fins de outorga, e não a efetivamente medida. Deste modo, os usuários têm incentivos a subdeclarar Q_A , sendo necessário portanto um esforço de monitoramento de modo a se combater eventuais fraudes.

No que tange ao aspecto quantitativo, verifica-se que os usuários pagam tanto por captação quanto por consumo. Adota-se implicitamente a hipótese de que o consumo de água possui um impacto maior sobre a disponibilidade de recursos hídricos que a captação, uma vez que $K_0 < 1$. A definição do coeficiente K_0 no âmbito do CEIVAP mostra ainda que o peso relativo entre captação e consumo é fruto de negociação entre as partes.

No aspecto qualitativo, a primeira observação a ser feita é que a cobrança limita-se à carga orgânica medida em DBO, ignorando outros poluentes com presença importante nas águas da região. Conseqüentemente, a cobrança nesta fase transitória deverá um impacto limitado na poluição de natureza inorgânica. Este foco na poluição orgânica também possui um efeito distorcido no fator de redução ($1 - K_2 K_3$) aplicado no componente da fórmula relativo à poluição. Usuários com maiores índices de tratamento de efluentes (que implicam em maior K_2) e usando técnicas de controle de poluição mais eficientes (maior K_3) beneficiam-se de uma redução no valor da cobrança. Contudo, como este fator baseia-se somente no parâmetro DBO, plantas industriais intensivas em poluentes com efeitos ambientais mais nocivos que a carga orgânica mas que

possuam altos índices de tratamento de poluição orgânica, acabarão sendo recompensadas de forma indevida.

Na definição dos valores para os setores usuários, o critério de minimização do impacto econômico prevaleceu sobre as metas ambientais. Foram definidos valores de cobrança relativamente baixos de modo a facilitar a aceitação da cobrança. Para os setores doméstico e agrícola, foram estabelecidos os valores de $K_0 = 0,4$ e $PPU = R\$ 0,02$. Desta forma, os usuários pagam R\$ 0,008 por metro cúbico captado e R\$ 0,02 por metro cúbico de efluente lançado. Já para o setor agrícola, a tarifa de R\$ 0,005/1.000 m³ aplica-se apenas a captação⁶. Por fim, os aproveitamentos hidroenergéticos pagam pelo uso da água o correspondente a 0,75% do valor da energia gerada.

Resultados

De maneira geral, a opção pela metodologia simples, os baixos valores da cobrança e o caráter participativo do processo de discussão lograram êxito na tarefa de facilitar a aceitação da cobrança pelos usuários. A campanha de cadastramento para fins de outorga realizado ao longo de 2002 obteve uma boa adesão, com um número total de declarações da ordem de 4500 usuários. Para o ano de 2003, a receita total estimada para a cobrança era de aproximadamente R\$10 milhões⁷. Os recursos financeiros arrecadados até 25 de junho de 2003 somavam R\$ 1,9 milhão. A Tabela 2.13 exhibe a arrecadação para os dois primeiros meses da cobrança (março e abril de 2003) por tipo de uso.

TABELA 2.13
RECEITA DOS DOIS PRIMEIROS MESES (MARÇO E ABRIL 2003) DA IMPLEMENTAÇÃO DA COBRANÇA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL, POR TIPO DE USUÁRIO

Tipos de uso	Parcelas pagas	Parcelas a pagar
Irrigação	18	23
Indústria	57	18
Outros	4	10
Saneamento	42	20
Total	121	71

(*) Inclui parcelas em atraso e parcelas com vencimento nos meses posteriores a abril/2003

Apesar da boa aceitabilidade nos primeiros meses da implementação da cobrança, o risco de contingenciamento das receitas oriundas da cobrança tem representado uma ameaça ao sucesso deste novo instrumento de gestão na bacia. De fato, pressupõe-se que os recursos financeiros oriundos da cobrança devam retornar em forma de investimentos, programas e projetos voltados para a proteção dos recursos hídricos da bacia de origem, segundo as aplicações prioritizadas

⁶ A decisão de não se cobrar pela poluição agrícola deve-se à dificuldade de se cobrar pela poluição difusa e pelo impacto significativo que a cobrança teria sobre o custo dos agricultores, que cultivam na região produtos de pequeno valor agregado (principalmente arroz).

⁷ Dados recentes, não oficiais, dão conta de que a cobrança na bacia do Paraíba do Sul totalizou um valor líquido arrecadado de R\$5.874.995,76 no ano de 2003.

pelos Comitês/Agências de Água nos planos de recursos hídricos. Esta vinculação da receita a investimentos na bacia de origem parece ser uma condição fundamental para o sucesso da cobrança, garantindo a confiabilidade da cobrança e promovendo a adesão dos usuários.

Contudo, esta vinculação receita/investimentos na bacia de origem tem encontrado problemas. Neste primeiro momento a arrecadação da cobrança na bacia do Paraíba do Sul tem sido realizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), que tomou a frente do processo da cobrança no Paraíba do Sul devido à falta de estrutura institucional dos órgãos de bacia para conduzir o processo. Estes recursos seriam em seguida repassados pela ANA para serem aplicados nas bacias de origem. Contudo, os recursos da cobrança no Paraíba do Sul, que ficam depositados na Conta Única do Tesouro Nacional à disposição da ANA antes de retornar a bacia, foram classificados como altamente contingenciáveis pela Secretaria de Orçamento Federal. Desta forma, o retorno da receita para a aplicação na bacia não está garantido.

Vários setores usuários têm mostrado sinais de insatisfação com tal situação, ameaçando não pagar os valores devidos na falta destas garantias. A vinculação da receita a investimentos na bacia de origem parece ser uma condição fundamental para o sucesso da cobrança, e o contingenciamento representa assim uma grave ameaça à implementação da cobrança no Paraíba do Sul. Como a cobrança nesta bacia é uma experiência pioneira em águas de domínio federal, a situação atual da cobrança pelo uso da água no Paraíba do Sul representa ainda uma ameaça para a implementação da cobrança em outras bacias. Atualmente, observa-se um esforço da ANA e do CEIVAP para que se consiga montar e aplicar um modelo legal que permita que não seja dada à cobrança uma qualificação orçamentária que deixe os recursos sujeitos a contingenciamento. Tal esforço mostra-se fundamental para o sucesso da cobrança na bacia do Paraíba do Sul e, indiretamente, para a cobrança nos demais rios de domínio federal.

Implementação da Cobrança e Participação dos Usuários

No decorrer das negociações, os setores industriais e de energia mostraram uma boa capacidade de mobilização para defender seus interesses. Ambos os setores participaram ativamente do processo de discussão das propostas. A adoção do mecanismo de desconto para os usuários domésticos e industriais pode ser vista como o resultado da bem sucedida articulação do setor industrial para minimizar o impacto da cobrança em seus custos de produção. Já o setor elétrico obteve a manutenção do percentual de 0,75% do valor da produção das hidrelétricas, conseguindo derrubar as diversas propostas que sugeriam um aumento desta alíquota.

As companhias de água e esgoto, outro setor com boa capacidade de mobilização, teve uma participação menos intensa ao longo do processo. Apesar de permanecer reticente em relação ao impacto da cobrança sobre a conta dos consumidores finais, o setor reagiu favoravelmente à implementação do mecanismo. Esta opinião favorável pode ser explicada em parte pela projeção de que os aumentos na conta do consumidor não serão expressivos.

O setor agrícola, apesar de se constituir no maior usuário em termos de quantidade, não desempenhou um papel importante ao longo das negociações. Tal fato deve-se sobretudo pela atomização do setor e pela pouca relevância econômica da atividade na bacia. Apesar de pouco

organizados, os agricultores foram os usuários mais refratários à implementação da cobrança, o que levou ao estabelecimento de pequenos valores neste setor para facilitar a aceitação da cobrança. Os demais usuários, devido à pouca expressão econômica na bacia, também tiveram uma participação marginal nos debates.

As comunidades ribeirinhas e demais partes interessadas foram representadas pela ação de organizações não-governamentais (ONGs). Contudo, a falta de recursos financeiros e humanos das ONGs impediram uma participação sistemática das mesmas nos debates, sua ação limitando-se a casos pontuais e isolados.

2.2.2.3 São Paulo

São Paulo foi uma das primeiras unidades da federação a reformar seu sistema de gestão de recursos hídricos. A Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, instituiu a política estadual para o setor. Esta estabeleceu o princípio do gerenciamento descentralizado, participativo e integrado, sem dissociação de aspectos quantitativos e qualitativos do ciclo hidrológico. A bacia hidrográfica foi definida como a unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento. A água foi considerada como um bem público de valor econômico cuja utilização deve ser cobrada, sendo introduzida assim a cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão.

No âmbito da regulamentação da cobrança, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) de São Paulo apresentou em outubro de 1997 uma proposta para a metodologia de cobrança, elaborada por consultoria do Consórcio CNEC/FIPE. A metodologia adotada inspirou-se no modelo francês em que se procura distribuir as despesas de investimento entre os usuários de recursos hídricos, conforme os princípios do usuário-pagador e poluidor-pagador.

Para se calcular os valores da cobrança, primeiramente foram estimadas as necessidades de investimentos visando à melhoria da qualidade da água e ao aumento da disponibilidade hídrica. Dadas as peculiaridades e as diferentes necessidades de investimento das diversas bacias hidrográficas, estes valores foram diferenciados por bacia. O valor da cobrança foi definido de modo a cobrir 30% destes custos. O rateio dos investimentos em disponibilidade hídrica foram distribuídos entre os seguintes fatos geradores: captação, consumo e derivação para geração de energia elétrica. De modo a refletir o impacto destes três componentes na disponibilidade hídrica, considerou-se que a receita gerada pela cobrança relativa à captação financie 30 % dos investimentos, o consumo 55 % e a derivação 15 %, em nível de cada uma das bacias hidrográficas⁸. No caso da poluição, dada a limitação dos dados disponíveis, os investimentos foram rateados em função da carga de DBO lançada nos corpos d'água.

A Tabela 2.14, extraída do estudo CNEC/FIPE, apresenta valores médios estimados para São Paulo e para as bacias do Alto Tietê, Baixada Santista e Piracicaba⁹. Os valores mais elevados para todos os fatores geradores de cobrança encontram-se na bacia do Alto Tietê, onde a solução

8 Observe-se que esta divisão pressupõe uma ponderação do impacto de cada um destes componentes sobre os recursos hídricos, sendo o consumo considerado a atividade de maior impacto.

9 Estas três bacias são consideradas prioritárias para a implementação do sistema de cobrança pelo uso da água em São Paulo.

dos problemas de escassez de recursos hídricos e poluição implicam em elevados investimentos¹⁰.

TABELA 2.14
VALORES (MÉDIOS) ESTIMADOS PARA A COBRANÇA PELO USO DE RECURSOS HÍDRICOS: BACIAS DO PIRACICABA, ALTO TIETÊ E BAIXADA SANTISTA

UGRHI	Captação (R\$/m ³)	Consumo (R\$/m ³)	Geração de energia (R\$/Kwh)	Poluição (R\$/m ³)
Piracicaba, Capivari e Jundiáí	0,003	0,017	0,004	0,193
Alto Tietê	0,007	0,031	0,004	0,320
Baixada Santista	0,001	0,006	0,0001	0,278
São Paulo	0,003	0,013	0,0001	0,278

Fonte: CRH(1995).

A Tabela 2.15 apresenta a decomposição do potencial de arrecadação de receita por fato gerador e tipo de usuário na bacia do Alto Tietê. Os recursos arrecadados com a cobrança atingiriam aproximadamente R\$ 145 milhões, 71,7% deste total proveniente da cobrança pela poluição. A cobrança pelo consumo representaria 17,92%, a captação 9,78% e a geração de energia elétrica 0,58%. No total, as empresas públicas de abastecimento contribuiriam com 76,44% da receita, a indústria com 20,14%, a captação 9,78% e a geração de energia elétrica com 0,58%.

TABELA 2.15
POTENCIAL DE ARRECADAÇÃO: BACIA DO ALTO TIETÊ

Cobrança	Receita (R\$ 1.000,00)	%
1. Captação	14.232	9,78
Sistemas públicos	11.531	7,92
Indústria	1.750	1,20
Irrigação	951	0,65
2. Consumo	26.091	17,92
Sistemas públicos	22.070	15,16
Indústria	838	0,58
Irrigação	3.184	2,19
3. Energia	849	0,58
4. Poluição	104.389	71,72
Sistemas públicos	77.671	53,36
Indústria	26.718	18,36
Total	145.561	100

Fonte: CRH(1997)

10 No estudo CNEC/FIPE, estima-se que 48,4 % do total de investimentos na recuperação de bacias hidrográficas destinam-se à bacia do Alto Tietê.

Vale observar ainda que a estimação do potencial de arrecadação decorrente da cobrança pelo uso da água foi realizada sob a hipótese de que a demanda de água fosse totalmente inelástica, ou seja, qualquer que fosse o aumento do valor da cobrança os usuários de recursos hídricos seguiriam consumindo as mesmas quantidades. Contudo, os resultados da literatura econômica sobre esta questão sugerem que os usuários de recursos hídricos não são insensíveis a aumentos de tarifas. Estes reagem ao aumento de preço através da diminuição da demanda. Caso este resultado se estenda para o caso brasileiro, as simulações do potencial de arrecadação apresentadas no estudo CNEC/FIPE provavelmente estão superestimadas.

Por fim, cabe destacar que, apesar de a introdução da cobrança nos textos legais ter ocorrido ainda no início da década de 90, este instrumento ainda não foi efetivamente implementado no estado. Dificuldades políticas atrasaram consideravelmente o processo de regulamentação da cobrança, cuja promulgação vem sofrendo sucessivos adiamentos. O caso paulista oferece portanto uma contundente ilustração da dificuldade de se obter um consenso na definição dos valores de cobrança pelo uso da água.

**3. REVISÃO DA LITERATURA: ESTIMAÇÕES DE ELASTICIDADES-PREÇO DAS
FUNÇÕES DE DEMANDA AGRÍCOLA, DOMÉSTICA E INDUSTRIAL**

3. REVISÃO DA LITERATURA: ESTIMAÇÕES DE ELASTICIDADES-PREÇO DAS FUNÇÕES DE DEMANDA AGRÍCOLA, DOMÉSTICA E INDUSTRIAL

O conhecimento da estrutura de demanda dos usuários de recursos hídricos é fundamental para avaliar o potencial do instrumento de cobrança em promover o uso racional dos recursos hídricos, em preservar e recuperar a qualidade dos mesmos e, por fim, em avaliar o potencial da cobrança como fonte financiadora do sistema de gestão de recursos hídricos.

Este relatório tem por objetivo apresentar a literatura empírica sobre a estimação da demanda de água dos usuários agrícolas, domésticos e industriais, de modo a situar e justificar as opções metodológicas adotadas na modelagem econométrica a ser aplicada ao setor usuários no âmbito das atividades Etapa 9, “Impacto da Cobrança pelo Uso da Água por Tipo de Usuário”, do PERH 2004/2007. A análise busca descrever os principais aspectos metodológicos envolvidos na especificação dos modelos econométricos e apresentar os principais resultados das estimações de funções de demanda de água para os três setores usuários analisados.

3.1 DEMANDA AGRÍCOLA

3.1.1 Introdução

A agricultura irrigada é a atividade humana que demanda maior quantidade total de recursos hídricos. Em termos mundiais, estima-se que esse uso responda por 80% das derivações de água. No caso brasileiro, este valor situa-se em torno 60%¹¹. Dada a participação preponderante do setor agrícola na demanda de água, a formulação de políticas que incentivem ao manejo racional da irrigação adquire importância fundamental. Esta necessidade mostra-se ainda mais premente tendo em vista os ganhos potenciais de tais políticas. Segundo estimações realizadas pela CEMIG (1993), se a irrigação fosse usada de forma racional, aproximadamente 20% da água e 30% da energia consumida em seu bombeamento seriam economizadas.

Por outro lado, para se avaliar o impacto de medidas que visem ao uso eficiente de recursos hídricos no setor agrícola, tais como a cobrança pelo uso da água, faz-se necessária a análise da demanda de água para irrigação. A formulação de políticas sem o prévio conhecimento da estrutura de demanda e, conseqüentemente, da reação dos produtores agrícolas a tais políticas, pode acarretar sérios erros de avaliação.

Esta seção tem por objetivo apresentar a literatura empírica sobre a estimação de demanda de água para irrigação, de modo a contextualizar os métodos econométricos a serem aplicados ao setor agrícola brasileiro no âmbito das atividades da Etapa 9, “Impacto da Cobrança pelo Uso da Água por Tipo de Usuário”, do PERH 2004/2007.

A seção divide-se em duas partes. Esta divisão corresponde às duas abordagens metodológicas encontradas na literatura empírica sobre o tema. A primeira parte apresenta os trabalhos de estimação da função de demanda de água baseadas em modelos de programação matemática.

¹¹ Dados citados por Lima *et al.*(1999).

Dois aspectos são destacados: o viés nas estimações baseadas em modelos de programação linear e a não-convexidade das curvas de demanda estimadas. A segunda parte trata dos trabalhos econométricos. Apresenta-se o modelo econométrico básico, com especial ênfase na decomposição da reação de produtores rurais a aumentos do preço da água em termos de curto e longo prazo. Em seguida, são apresentadas e analisadas as estimações econométricas das elasticidades-preço da demanda de água.

3.1.2 Modelos de Programação Matemática

A principal vantagem do método de programação matemática sobre os métodos econométricos consiste na menor quantidade de dados exigidos para sua estimação. Em particular, o uso de modelos de programação matemática permite que se estime a demanda de água na ausência de informações sobre a quantidade de água utilizada.

De uma maneira geral, as análises de demanda de água para irrigação baseadas em programação matemática adotam a seguinte metodologia. Para determinado preço, estima-se a demanda de água através da condição de primeira ordem do problema de maximização de lucro do agricultor (i.e., preço = valor da produtividade marginal do fator de produção). Variando-se o preço da água, podem ser obtidas as diferentes quantidades que maximizam o lucro. Assim, através da simulação do problema de maximização de lucros do produtor, formulado matematicamente como um problema de programação linear ou quadrática, é possível se derivar a demanda de água para uso agrícola.

3.1.2.1 Primeiros trabalhos: modelos de programação linear

Os primeiros trabalhos utilizando métodos de programação matemática datam das décadas de sessenta e setenta (Moore e Hedges (1963), Heady et al. (1973), Hedges (1977)). Estes estudos analisam o setor agrícola norte-americano através de modelos de programação linear e, em geral, indicam que a demanda por água para uso agrícola é inelástica.

A principal crítica aos trabalhos baseados em programação linear consiste na incapacidade destes modelos em levar em conta o problema da endogeneidade dos preços. De fato, a modelagem da maximização de lucros como um problema de programação linear pressupõe que os produtores tomam os preços dos produtos agrícolas como dados (i.e., que a demanda pelos produtos agrícolas é perfeitamente elástica), hipótese dificilmente verificada no caso de análise de dados agregados. Como os estudos de Moore e Hedges (1963), Heady et al. (1973) e Hedges (1977) utilizam dados agregados, não se pode excluir o problema de viés de endogeneidade em suas estimações.

Para analisar o problema de endogeneidade dos preços, Howitt et al. (1981) especificam o problema de maximização de lucros como um modelo de programação quadrática, permitindo-se assim que os preços dos produtos dependam da demanda. Os autores estimam o modelo usando dados para o estado da Califórnia. Em seguida, para se dimensionar o problema do viés, são comparados os resultados da estimação por programação quadrática com os obtidos por programação linear. A Tabela 3.1 mostra que o viés resultante do uso de modelos de

programação linear geram elasticidades inferiores (em valor absoluto) aos valores obtidos na estimação por programação quadrática.

TABELA 3.1
ELASTICIDADE-PREÇO DA DEMANDA DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO – HOWITT ET AL.
(1981)

Faixa de preço de água (US\$/ m ³ /acre)	Elasticidade-preço da demanda de água	
	Programação linear	Programação quadrática
\$ 23 – 35	- 0,97117	- 1.502

3.1.2.2 *Curvas de demanda não-convexas*

A literatura sobre estimação da demanda agrícola de água por métodos de programação matemática ganha considerável impulso nos últimos dez anos. Anteriormente restritos à análise da agricultura norte-americana, numerosos artigos aplicam a metodologia para outros países. Sem ser uma lista exaustiva, podemos citar os trabalhos de Montginoul e Rieu (1996), Garrido et al. (1997), Varela-Ortega et al. (1998), Iglesias et al. (1998), Fraiture e Perry (2002) e Bontemps e Couture (2002).

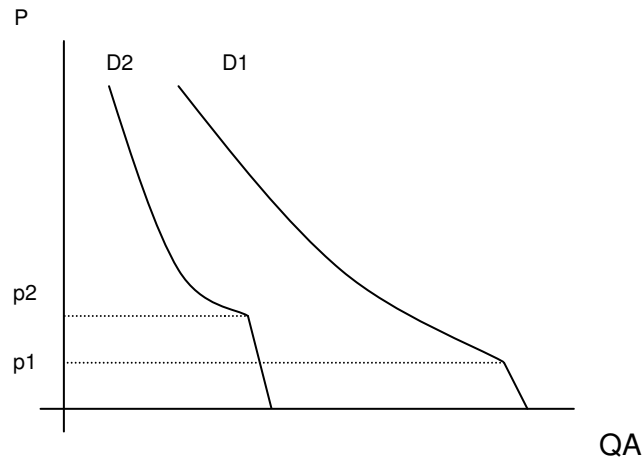
Um importante resultado geral destaca-se nestes estudos: todas as estimações caracterizam a demanda de água para irrigação como não-convexa. De fato, para preços por metro cúbico baixos, a demanda de água para irrigação mostra-se inelástica (mesmo perfeitamente inelástica, em certos casos), sendo pouco sensível a aumentos do preço da água; a elasticidade aumenta a medida em que os preços aumentam e, a partir de determinado valor, a demanda passa a ser elástica.

Este comportamento da elasticidade da demanda pode ser explicada pela particularidade da produtividade marginal da água nas atividades agrícolas. Quando usada em pequenas quantidades, uma unidade adicional de água resulta em considerável aumento de produção. Contudo, a produtividade marginal decresce com a quantidade de água utilizada e, a partir de certo ponto, passa a ser negativa, com o excesso de água prejudicando a produtividade das plantações devido à falta de aeração das raízes. Deste modo, mesmo com preços extremamente baixos, os agricultores não utilizarão quantidades de água que acarretem produtividade marginal negativa, justificando-se assim a parte inelástica da demanda por água para preços baixos.

Fraiture e Perry (2001) fazem duas qualificações importantes sobre a elasticidade da demanda por água. Em primeiro lugar, os autores argumentam que a faixa de preços para a qual a demanda é inelástica depende do método de irrigação empregado. Para técnicas de irrigação menos eficientes¹² (irrigação por inundação, por exemplo), o preço a partir do qual a demanda

¹² Eficiência de irrigação pode ser definida como a relação entre a quantidade de água requerida pela cultura e a quantidade total aplicada pelo sistema para suprir essa necessidade. Quanto menores as perdas de água devido ao escoamento superficial, evaporação, deriva e drenagem profunda, maior será a eficiência de irrigação de um sistema.

torna-se elástica seria inferior ao preço que produz efeito semelhante no caso de tecnologias mais



sofisticadas. Tal fato seria explicado pelo custo marginal crescente do aumento do nível de eficiência dos métodos de irrigação. No caso de produtores utilizando métodos menos sofisticados, o custo marginal do aumento da eficiência do sistema é relativamente baixo se comparado com o custo de produtores usando técnicas sofisticadas. Estes últimos deparam-se com altos custos marginais, devido ao já alto grau de eficiência do sistema utilizado¹³. Desta forma, o impacto de aumentos do preço da água em termos de redução de demanda dependeria da tecnologia de irrigação adotada.

A Figura 3.1 ilustra a questão. A curva de demanda (inversa) D1 representa a demanda de água com o uso de tecnologia de irrigação pouco eficiente, enquanto D2 corresponde a demanda de água utilizando-se uma tecnologia mais avançada. Até o preço p1, ambas as curvas de demanda são pouco sensíveis a aumentos de preço. A partir deste nível, o preço da água superaria o custo marginal de aumento da eficiência da irrigação dos produtores que adotam tecnologias menos eficientes. Estes produtores passariam a aprimorar a gestão do sistema de irrigação e investir em tecnologias mais eficientes, reduzindo a demanda. Contudo, o alto custo marginal de aumento do grau de eficiência da tecnologia usada em D2 manteria a demanda praticamente inalterada. A demanda D2 passaria a responder a aumentos de preço da água de maneira mais incisiva apenas a partir do preço p2. Desta forma, aumentos de preço na faixa entre 0 e p1 seria ineficazes em termos de incentivo ao uso racional da água. A partir do preço p1 até o nível p2, a política de aumentos tarifários teria impacto somente sobre a demanda de água dos usuários com tecnologia de irrigação menos eficiente. Haveria uma redução significativa na demanda de usuários com sistemas de irrigação avançados apenas no caso em que o preço reajustado fique acima de p2.

Figura 3.1 - Demanda de água para tecnologias de irrigação com diferentes níveis de eficiência

O segundo ponto importante destacado por Fraiture e Perry (2001) é a possibilidade da não convexidade da curva de demanda estar relacionada à existência de políticas de racionamento de

¹³ Por exemplo, é baixo o custo de se passar de um sistema de irrigação por inundação a um sistema de irrigação por sulcos, dois sistemas de irrigação por superfície. Já ganhos de eficiência para produtores que utilizam sistemas de irrigação por aspersão ou irrigação localizada, mais eficientes que os métodos de irrigação por superfície, envolvem investimentos bem maiores.

água. Em casos em que são estabelecidas cotas máximas de água abaixo da quantidade correspondente ao equilíbrio de mercado e os preços cobrados aos agricultores estão abaixo da produtividade marginal, a demanda de água será perfeitamente inelástica. Esta inelasticidade é observada até o preço cobrado atingir valor correspondente à produtividade marginal da água.

A Figura 3.2 exemplifica este caso. Caso seja estabelecida uma cota máxima Q de demanda de água, a curva de demanda para preços abaixo da produtividade marginal $PMg(Q)$ constitui-se num segmento vertical, ou seja, é perfeitamente inelástica. Considere que o preço inicial da água seja p_0 e que este preço seja reajustado para um nível ainda abaixo de $PMg(Q)$. Neste caso, o custo da água ainda estará abaixo de sua produtividade marginal e o agricultor manterá sua demanda inalterada. A demanda só responderá a aumentos de preços na faixa acima de $PMg(Q)$.

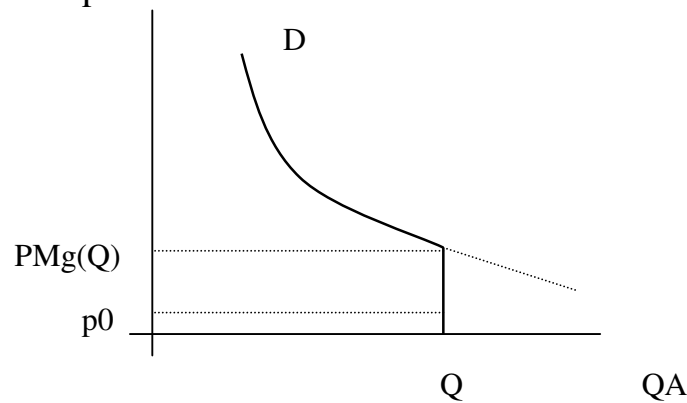


Figura 3.2 - Racionamento de uso da água e demandas não convexas

A não convexidade da demanda possui uma importante implicação em termos de formulação de políticas de gestão de recursos hídricos. Se a demanda de água é inelástica quando os preços cobrados são baixos, uma política tarifária sem aumentos consideráveis de preço seria ineficaz para produzir incentivos ao uso eficiente dos recursos hídricos. Como na grande maioria dos países os preços praticados são subsidiados e mantidos em níveis extremamente baixos¹⁴, para se obter reduções expressivas dos volumes de água usados para irrigação seriam necessários aumentos significativos nos preços. Perry (2001) analisa a eficácia de políticas tarifárias no Irã e conclui que, para se obter resultados expressivos em termos de redução de demanda por água, seria necessário aumentar em dez vezes os preços cobrados atualmente. Ray (2002) encontra resultado similar para o setor agrícola indiano e calcula que para gerar incentivos para o uso eficiente de água o preço precisaria ser reajustado em 600%. Reajustes de tamanha magnitude teriam impactos significativos sobre a renda do setor agrícola e na grande maioria dos países seriam politicamente inviáveis. Berbel e Limon (2000), por exemplo, estimam que a renda dos agricultores na Espanha diminuiria em 40% para se atingir reduções substanciais na demanda de água. Gestores de recursos hídricos devem levar em conta tais considerações ao se analisar a escolha do uso de instrumentos tarifários ou não tarifários para se implementar políticas de demanda que visem induzir ao uso eficiente de recursos hídricos.

¹⁴ Ver OECD (1999).

3.1.3 Modelos Econométricos

As análises econométricas sobre a demanda de água para irrigação são bem menos numerosas que as análises baseadas em programação matemática. Isto deve-se principalmente ao fato de modelos econométricos exigirem uma quantidade maior de informações para serem estimados. Em particular, estimações econométricas necessitam de dados sobre a quantidade de água utilizada, informação raramente disponível devido à escassez de regiões onde o consumo de água para uso agrícola é efetivamente medido.

Por outro lado, estimações econométricas não estão sujeitas a uma crítica importante relacionada a modelos de programação matemática. De fato, modelos de programação não estimam as funções de demanda a partir de volumes de água efetivamente observados, mas sim das quantidades derivadas do problema de maximização de lucros. Para se obter a quantidade de água que maximiza o lucro, métodos de programação matemática requerem uma série de hipóteses sobre a relação entre a produção agrícola e o insumo água. Estas relações pré-estabelecidas podem não refletir precisamente os processos físicos e biológicos associados ao papel da água na produção agrícola, caracterizando de maneira insatisfatória esta relação e comprometendo assim a estimativa da demanda. Já demandas estimadas por métodos econométricos são imunes a este problema, uma vez que baseiam-se em dados de produção e quantidade de água efetivamente observados, e portanto prescindem de hipóteses sobre a relação entre essas variáveis.

Devido ao problema de escassez de dados citado acima, trabalhos econométricos sobre demanda de água para irrigação são relativamente recentes. As primeiras estimativas datam de fins da década de 80, com os trabalhos de Nieswiadomy (1988) e Ogg e Gollehon (1989) estimando as elasticidades-preço da demanda de água do setor agrícola dos Estados Unidos.

As análises que se seguem a estes trabalhos pioneiros trabalham com microdados. A disponibilidade de informações sobre a quantidade de água destinada a cada produto cultivado permite uma interessante decomposição dos efeitos de aumento do preço da água sobre a demanda em termos de impactos de curto e de longo prazo. O efeito de curto prazo de um aumento de preço seria uma redução da quantidade de água utilizada. No longo prazo, entretanto, o preço da água pode influir também sobre as decisões de alocação de terras dos produtores rurais. Estes podem passar a substituir produtos mais hidroativos por outros que exigem menor quantidade de água, dedicando uma área maior para culturas menos hidroativas. A seguir apresenta-se o modelo teórico que permite fazer esta decomposição e que, com pequenas variações e extensões, constitui-se no arcabouço analítico dos trabalhos de Moore et al. (1994), Hassine e Thomas (2002) e Schoengold e Sunding (2003).

3.1.3.1 Caracterização do modelo econométrico

De maneira geral, os modelos econométricos de demanda de água representam a produção agrícola por uma função de produção multiproduto. Adota-se a hipótese de que a função de produção é separável, o que permite a caracterização de funções lucro para cada produto. Para fins de exposição do modelo, introduzimos a seguinte notação: p é o vetor de preço dos produtos;

r o vetor de preços dos insumos variáveis, exceto a água, cujo preço é dado por b; x é o vetor de variáveis exógenas (variáveis fluviométricas, pluviométricas, climáticas, qualidade do solo e tecnologia adotada na irrigação). n_i é a área destinada ao cultivo do produto i , w_i é a quantidade de água destinada a tal cultura e y_i a produção. A função lucro multiproduto é dada por $\Pi(p, r, b, N; x)$ e, devido à hipótese de separabilidade, pode ser decomposta em funções lucro específicas para cada produto $\Pi_i(p_i, r, b, n_i; x)$.

Dados os m produtos cultivados, as escolhas dos produtores são formalizadas como três decisões¹⁵: a área destinada ao cultivo de cada produto, a quantidade produzida de cada produto e a demanda de água para irrigação (bem como a demanda dos demais insumos)¹⁶.

A função de alocação de áreas aos diferentes produtos é obtida através do programa de otimização dos produtores agrícolas. Estes resolvem o problema da alocação de terras para cada produto i que maximiza o lucro sob a restrição da quantidade de terra total disponível.

$$\Pi(p, r, b, N; x) = \underset{n_1, \dots, n_m}{\text{Max}} \left\{ \sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, b, n_i; x) : \sum_{i=1}^m n_i = N \right\}$$

O sistema de equações para a resolução do problema é formado pelas condições de primeira ordem $\partial \Pi_i(p_i, r, b, n_i; x) / \partial n_i = \lambda$, onde λ é o preço-sombra referente à restrição do fator fixo terra, além da expressão para a restrição da área total de cultivo. Funções de alocações ótimas de áreas $n_i^*(p, r, b, N; x)$ são derivadas a partir da solução deste sistema de $m+1$ equações. Estas alocações, conforme observado na expressão para n_i^* , são determinadas pelo preço dos produtos p , os preços dos fatores de produção r e da água b , da quantidade total de terras N e das variáveis exógenas x .

As funções de oferta são obtidas diretamente através da utilização dos resultados de dualidade da teoria da firma. Substituindo-se as alocações ótimas n_i^* na função lucro, esta pode ser reescrita como:

$$\Pi(p, r, b, N; x) = \sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, b, n_i^*(p, r, b, N; x); x)$$

As funções de oferta são derivadas da função lucro, aplicando-se o lema de Hotelling:

$$y_i(p, r, b, N; x) = \partial \Pi(p, r, b, N; x) / \partial p_i = \partial \Pi_i(p_i, r, b, n_i^*; x) / \partial p_i = y_i(p, r, b, n_i^*; x).^{17}$$

Assim como no caso da alocação de terras, a oferta do bem y_i também depende dos preços dos produtos p , dos preços dos fatores de produção r e da água b , da quantidade total de terras N e das variáveis exógenas x .

¹⁵ Esta apresentação pressupõe a escolha dos produtos a serem plantados como exógena. Moore et al. (1994) apresentam um modelo no qual a questão da escolha dos produtos a serem cultivados é tratada endogenamente. Esta questão, formulada como um problema de escolha discreta, representa uma quarta decisão, anterior à questão da área a ser destinada a cada cultura.

¹⁶ Para facilitar a exposição, considera-se aqui a água como o único fator de produção. A derivação do modelo para o caso de múltiplos insumos é análoga.

¹⁷ Vale observar que, além do Lema de Hotelling, também faz-se uso nesta seqüência de igualdades do Teorema do Envelope.

De maneira análoga a função oferta, a demanda de água relativa a cada cultura é dada pela derivada parcial da função lucro em relação ao preço da água b . A demanda de água para irrigação destinada ao produto i pode ser escrita, desta forma, em função do preço do produto p_i , dos preços dos fatores de produção r e da água b , da quantidade de terras alocada à produção do bem n_i e das variáveis exógenas x .

$$w_i(p_i, r, b, n_i; x) = - \partial \Pi(p, r, b, N; x) / \partial b$$

O sistema composto pelas equações de alocação de terras, oferta de bens e demanda de água:

$$n_i^* = n_i^*(p, r, b, N; x)$$

$$y_i = y_i(p, r, b, N; x)$$

$$w_i = w_i(p_i, r, b, n_i; x)$$

consiste no modelo econométrico a ser estimado. Com a escolha de formas funcionais adequadas para a função lucro¹⁸, todas as equações podem ser escritas em forma linear.

O estimação do modelo é feita em dois estágios. Primeiramente são estimadas as equações de alocação da terra. Em seguida, estimam-se as funções de oferta dos bens e da demanda de água. Vale observar ainda que, como a aplicação do modelo destina-se sobretudo à análise de microdados, é comum a existência de observações truncadas. Este truncamento decorre dos casos em que determinado agricultor decide não cultivar um ou vários produtos dentre os m disponíveis. O uso de métodos de estimação que não levam em conta a presença de observações truncadas geram um viés de seleção. Para evitar este problema, deve ser usado um método de variáveis dependentes limitadas (*“limited dependent variables”*) apropriado, tais como o modelo Tobit ou o modelo de Heckman¹⁹.

3.1.3.2 Decomposição do impacto do preço na demanda de água

A especificação do modelo econométrico apresentada acima permite que se decomponha o efeito de um aumento do preço da água em duas partes, que podem ser interpretadas como as respostas de curto e de longo prazo dos produtores.

Esta decomposição do impacto do aumento do preço é expressa de maneira analítica calculando-se a demanda total de água para determinado produtor (i.e., a soma da demanda dos m produtos) e em seguida diferenciando-se a expressão em relação ao preço da água.

$$TW = \sum_{i=1}^m w_i(p_i, r, b, n_i^*(p, r, b, N; x); x)$$

¹⁸ Moore et al.(1994) utilizam uma função quadrática normalizada, por exemplo.

¹⁹ Para uma descrição destes modelos, ver Maddala(1989).

$$\frac{dTW}{db} = \sum_{i=1}^m \left(\underbrace{\frac{\partial w_i}{\partial b}}_{\text{efeito direto}} + \underbrace{\frac{\partial w_i}{\partial n_i^*} \frac{\partial n_i^*}{\partial b}}_{\text{efeito indireto}} \right) \quad (*)$$

Pode-se observar na expressão (*) que o efeito de um aumento do preço da água pode ser decomposto em dois termos, que denominamos efeito direto e efeito indireto. O efeito direto corresponde a redução da demanda de água destinada à irrigação do produto *i* frente ao aumento do preço da água, e pode ser interpretado como um efeito de curto prazo. Contudo, o impacto do aumento do preço da água não se resume apenas a este efeito direto. Os produtores rurais podem reagir a aumentos de preços realocando as superfícies destinadas a cada produto. Por exemplo, frente ao aumento do preço da água os produtores rurais podem alocar uma maior quantidade de terras a produtos menos hidroativos, em detrimento de produtos mais hidroativos. Da mesma forma, os produtores podem realocar superfícies em favor de produtos com maior valor agregado. Este efeito do preço da água sobre a decisão de realocação de terras está representado pelo segundo componente do lado direito da equação (*), o qual denominamos efeito indireto. O efeito indireto pode ser interpretado como uma resposta de longo prazo ao aumento do preço da água.

Vale observar que, enquanto o efeito direto do aumento de preços é sempre negativo, o sinal do efeito indireto é ambíguo. Este sinal dependerá diretamente do sinal da derivada:

$$\frac{\partial n_i^*}{\partial b}$$

Em determinados casos, principalmente para produtos menos hidroativos ou de maior valor agregado, a alocação de terras pode variar positivamente com o preço da água. Ademais, podem ocorrer ainda casos em que não apenas o efeito indireto sobre determinado produto seja positivo, mas que este efeito domine o efeito direto de curto prazo, de modo que a demanda de água para a irrigação de determinada cultura aumente com o preço da água²⁰.

O trabalho de Moore *et al.* (1994) é o primeiro a aplicar o modelo analítico descrito acima. O estudo investiga a demanda de água para uso agrícola na região oeste dos Estados Unidos. Moore *et al.* (1994) estimam que o efeito indireto de um aumento do preço da água é significantemente diferente de zero, enquanto o efeito direto não é estatisticamente significativo. Estes resultados geram uma importante implicação: uma vez realizadas as decisões quanto as alocações de terras destinadas a cada produto, o preço da água simplesmente não afeta o seu uso no curto prazo. Em outras palavras, uma vez distribuída a terra entre as diferentes culturas, o preço da água parece não influir significantemente nos lucros obtidos pelos agricultores. Caso contrário, o preço da água teria impacto significativo na demanda de água de curto prazo. O resultado sobre os efeitos direto e indireto também possui implicações em termos de políticas ambientais: para que uma política tarifária visando ao uso racional dos recursos seja eficaz, ela

²⁰ Note que tal variação positiva pode ser observada para determinados tipos de cultura. Contudo, a teoria econômica prediz que o efeito sobre a demanda agregada no nível da propriedade agrícola é sempre negativa, ou seja:

$$\frac{dTW}{db} < 0$$

deve basear-se nas respostas de longo prazo em termos de realocação da superfície agrícola entre as diferentes culturas.

Hassine e Thomas (2002) investigam a demanda de água na Tunísia e chegam a resultados semelhantes aos encontrados por Moore *et al.* (1994) para os Estados Unidos. Um aumento do preço da água tem impactos significativo sobre a alocação da superfície agrícola entre os diferentes produtos cultivados. Mas uma vez resolvido o problema da alocação de terras, o preço da água não influirá sobre a demanda de água de curto prazo. Hassine e Thomas (2002) apresentam ainda uma extensão do modelo econométrico apresentado acima na qual é introduzido um fator de incerteza relacionado aos preços dos produtos agrícolas. Tal extensão permite se estudar os efeitos da aversão ao risco sobre as decisões dos agricultores. Comparando-se os resultados do modelo de incerteza com os obtidos com o modelo que não leva em conta a aversão ao risco, os autores concluem que a omissão da aversão ao risco pode levar a um viés nos parâmetros da demanda por água, gerando resultados que sobrestimam a elasticidade-preço da demanda.

Já Schoengold e Sunding (2003) estimam a demanda de água para uso agrícola no estado da Califórnia aplicando métodos de dados de painel e chegam ao resultado oposto aos dos trabalhos precedentes. Schoengold e Sunding (2003) concluem que os efeitos indiretos dos aumentos do preço da água são pequenos se comparados aos efeitos diretos. A divergência qualitativa dos resultados é particularmente intrigante na comparação entre os trabalhos de Schoengold e Sunding (2003) e Moore *et al.* (1994), uma vez que ambos analisam aproximadamente a mesma região nos Estados Unidos.

3.1.3.3 Estimações

A Tabela 3.2 resume as estimações das elasticidades-preço da demanda de água para uso agrícola. Em todos os trabalhos a demanda de água é inelástica, com valores para a elasticidade-preço abaixo de -0,5. Estes valores extremamente baixos põem em dúvida a eficácia de políticas tarifárias como instrumentos de incentivo ao uso eficiente dos recursos hídricos. De fato, a baixa reação estimada dos produtores a aumentos do preço da água levanta a questão da oportunidade de se optar por instrumentos não-tarifários, tais como subsídios à adoção de tecnologias de irrigação mais eficientes, para se atingir metas ambientais.

Deve-se ressaltar ainda que todas as estimações econométricas de elasticidades-preço aplicam-se ao setor agrícola norte-americano²¹, sendo portanto influenciadas pelos fatores climáticos da região e pelo nível tecnológico dos sistemas de irrigação utilizados pelos agricultores. Bontemps e Couture (2002) observam que as condições climáticas são importantes fatores determinantes da demanda de água para irrigação. Portanto é de se esperar que elasticidades-preço possam variar consideravelmente de acordo com temperaturas e nível pluviométrico. Da mesma forma, Schoengold e Sunding (2003) testam empiricamente hipóteses sobre as relações entre tecnologia de irrigação e demanda de água e encontram fortes evidências de que o uso de tecnologias mais

²¹ O trabalho de Hassine e Thomas(2002) para o setor agrícola tunisiano dedica-se principalmente à análise impacto da aversão ao risco sobre as decisões dos agricultores, não fornecendo estimativas da elasticidade-preço.

sofisticadas reduzem consideravelmente a demanda de água. Portanto, estimações da elasticidade-preço para países com relevantes diferenças tecnológicas em relação à agricultura irrigada norte-americana possam apresentar diferenças expressivas. Estas considerações mostram que não se deve generalizar os resultados encontrados para a agricultura norte-americana, bem como evidenciam a necessidade da obtenção de estimações de elasticidades específicas para países ou regiões de modo a captar suas particularidades.

TABELA 3.2
ELASTICIDADES-PREÇO DA DEMANDA DE ÁGUA PARA USO AGRÍCOLA

Autores	Região	Elasticidade-preço
Nieswiadomy(1988)	Texas, EUA	-0,25
Ogg e Gollehon(1989)	Região Oeste, EUA	-0,07 a -0,26
Moore et al.(1994)	Região Oeste, EUA	0,03 a -0,10
Schoengold e Sunding(2003)	Califórnia, EUA	-0,415

3.2 DEMANDA DOMÉSTICA

3.2.1 Introdução

Apesar de não ser o setor usuário mais relevante em termos de consumo total de água, a demanda doméstica por água concentra o maior número de estudos com aplicações econométricas. Tal fato pode possivelmente ser explicado pela disponibilidade de dados para este tipo de uso, uma vez que domicílios em geral são abastecidos por companhias de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Estas registram diversas informações necessárias para estimativas de demanda, tais como volumes de água produzidos e tratados, quantidade de domicílios atendidos e as tarifas cobradas por esses serviços. Já para os usuários agrícolas e industriais, que em muitos casos captam água por conta própria, informações sobre preços e quantidades são de difícil obtenção, dificultando as análises empíricas.

As primeiras estimativas econométricas da demanda doméstica datam da década de 60, com os trabalhos de Gottlieb (1963) e Howe e Linaweaver (1967). Estes estudos, bem como os publicados nos anos 70 (Gibbs (1978), Danielson (1979), Foster and Beattie (1979)), tem como foco principal os Estados Unidos. O fato de diversas regiões norte-americanas estarem sujeitas a severos períodos de seca levam à necessidade de se adotar políticas de gestão de demanda. A avaliação empírica da introdução de instrumentos de controle de demanda, tais como aumentos de preço para sinalizar escassez ou esquemas de racionamento, motivam estes primeiros trabalhos. A década de 80 caracteriza-se pela ploriferação de estudos sobre demanda doméstica (Billings (1982), Jones e Morris (1984), Scheffer e David (1985), Chicoine e Ramamurthy (1986), Nieswadomy e Molina (1989), dentre outros), com o aprofundamento das discussões sobre a especificação do modelo de demanda e os métodos econométricos a serem empregados nas estimativas. Estas discussões prolongam-se pela década de 90 (Hewitt e Hanemann (1995), Corral *et al.* (1998)), quando também passam a ser discutidas questões como a eficácia de políticas tarifárias e não-tarifárias na gestão da demanda doméstica (Agthe e Billings (1996), Renwick e Archibald (1998)) e são publicados estudos de casos para países europeus (Point (1993), Hansen (1996), Høglud (1997) e Nauges e Thomas (2000)).

Apesar da vasta literatura sobre a demanda doméstica, importantes questões metodológicas, envolvendo a especificação da função a ser estimada bem como os métodos de estimação, ainda permanecem em aberto. As divergências relativas à especificação originam-se sobretudo da escolha da variável preço da água a ser introduzida na equação de demanda. Devido a complexa estrutura tarifária da cobrança dos serviços de água e esgoto, que muitas vezes possuem preços que variam de acordo com a faixa de consumo, pesquisadores dividem-se sobre a hipótese de consumidores reagirem ao preço marginal, como prediz a teoria econômica, ou ao preço médio, devido a complexidade da cobrança. Por sua vez, a adoção do preço marginal ou do preço médio na estimação do modelo implica em diferentes especificações da função demanda e dos métodos econométricos. Esta falta de consenso mostra-se relevante sobretudo em vista da ausência de robustez dos parâmetros estimados, com os resultados para as elasticidades preço e renda variando significativamente de acordo com a especificação econométrica e o método de estimação adotados.

Esta seção tem por objetivo identificar e avaliar os principais aspectos metodológicos envolvidos na especificação e estimação da função de demanda de água doméstica, bem como apresentar os principais resultados da literatura sobre o assunto. Busca-se, deste modo, situar e justificar as opções metodológicas a serem adotadas na modelagem econométrica aplicada aos usuários domésticos brasileiros no âmbito das atividades Etapa 9, “Impacto da Cobrança pelo Uso da Água por Tipo de Usuário”, do PERH 2004/2007.

A seção divide-se em três partes. Após esta breve introdução, a segunda apresenta os principais problemas metodológicos da especificação da função de demanda de água doméstica. São discutidas as questões das variáveis a serem incluídas no modelo e o impacto da escolha da variável preço a ser introduzida em termos de especificação e estimação da demanda. Por fim, a terceira parte contém uma exposição crítica dos principais resultados da literatura.

3.2.2 Aspectos econométricos

3.2.2.1 Especificação do modelo

Sob o ponto de vista conceitual, pode-se observar na literatura empírica um consenso sobre o conjunto de variáveis determinantes da demanda doméstica de água. De maneira geral, esta demanda é descrita em função das seguintes variáveis

$$Q_A = f(P_A, X_{EC}, X_{CLIM}) \quad (1)$$

onde

Q_A : quantidade de água demandada;

P_A : preço da água;

X_{EC} : vetor de características sócio-econômicas;

X_{CLIM} : vetor de características climatológicas.

O primeiro ponto a se observar é que, enquanto a teoria econômica sugere que modelos de demanda devam incluir o preço não só do próprio bem, mas também de bens complementares ou substitutos, modelos de demanda doméstica de água incluem apenas o preço da água P_A em sua especificação. Tal fato explica-se pela água ser um bem para o qual inexistente substituto próximo. Além disso, pode-se dizer que a água seja complementar apenas a bens duráveis (tais como máquinas de lavar), cujos preços não afetam a demanda por água.

Portanto, na especificação da demanda por água, considera-se que as elasticidades-preço cruzadas sejam irrelevantes, sendo apenas incluído o preço da água na equação²².

²² Hansen (1996) argumenta que, em países de clima frio, onde a maior parte da água consumida nos domicílios é aquecida, o preço da energia também deve ser incluído na função demanda. Em suas estimações para a região de Copenhague, Dinamarca, Hansen (1996) calcula a elasticidade da demanda de água em relação ao preço da energia de -0,22, indicando a complementaridade entre os dois bens.

O vetor de características sócio-econômicas X_{EC} em geral inclui variáveis de renda e características dos domicílios tais como número de habitantes, tamanho do imóvel, valor, quantidade de banheiros, dentre outras. Já no vetor de características climáticas são incluídas variáveis relativas a temperaturas médias e índices de pluviosidade.

3.2.2.2 Tarificação por blocos e a especificação do preço da água

Apesar deste consenso sobre os determinantes da demanda de água doméstica, observa-se na literatura um intenso debate sobre qual a variável deve ser escolhida na prática para representar o preço da água P_A face a uma estrutura tarifária por blocos. De fato, grande parte das companhias de água e esgoto possuem uma estrutura de tarifas por blocos, com o preço do metro cúbico de água variando de acordo com a faixa de consumo. Deste modo, o consumidor pode observar preços marginais distintos de acordo com sua faixa de consumo.

A hipótese convencionalmente adotada na teoria do consumidor, de que estes possuem informação perfeita, implica em que toda a estrutura tarifária deva ser incluída na especificação da função demanda. Os trabalhos empíricos de Taylor (1975) e Nordin (1976) sobre a demanda de energia são os primeiros a proporem uma especificação econométrica para bens com preço por blocos que levam em conta a complexidade da estrutura tarifária. De acordo com o modelo de Taylor-Nordin (que chamaremos de modelo TN), a correta representação da estrutura tarifária por blocos é obtida através de uma especificação da função demanda que utiliza duas medidas de preço: o preço marginal e uma variável diferença. Esta variável diferença, definida como a diferença entre a conta de água efetivamente paga pelo consumidor menos o que este consumidor pagaria caso o preço marginal da última unidade consumida (i.e., o preço marginal de sua faixa de consumo) fosse cobrado para todas as unidades consumidas, representaria o efeito renda implicitamente presente no contexto de uma estrutura de preços por blocos.

Suponhamos uma estrutura tarifária composta por $j = 1, \dots, J_1$ blocos, cada bloco com preço marginal p_j cobrado por unidade de consumo até a quantidade de água atingir q_{j+1} , a partir da qual cobra-se o preço p_{j+1} . Um modelo TN linear para a demanda de água pode ser especificado da seguinte forma para determinado domicílio i

$$Q_{A,i} = \alpha_1 P_{MARG,i} + \alpha_2 D_i + \alpha_3 X_{EC} + \alpha_4 X_{CLIM} + \alpha_i \quad (2)$$

Onde:

$Q_{A,i}$: quantidade de água demandada pelo domicílio i ;

$P_{MARG,i} = \sum_{j=1}^{J_1} d_{ij} p_j$: preço marginal para o domicílio i ;

$d_{ij} = 1$ caso i consuma $q_j \leq Q_{A,i} < q_{j+1}$, $d_{ij} = 0$ caso contrário;

$D_i = \sum_{k=2}^j q_{k-1} (p_{k-1,i} - p_{k,i})$: variável diferença;

X_{EC} : vetor de características sócio-econômicas;

X_{CLIM} : vetor de características climatológicas.

Pela definição da variável D_i , uma estrutura de preços crescentes por bloco, tal que $p_1 < p_2 < \dots < p_{J_1}$, equivaleria a uma taxação das unidades compradas a preço marginal inferior ao que o domicílio paga em sua faixa de consumo. Já no contexto de uma estrutura de preços decrescentes, a variável diferença seria interpretada como um subsídio. Uma importante implicação do modelo TN linear é que o coeficiente β_2 da variável diferença deve ser de mesma magnitude mais de sinal oposto ao coeficiente associado à variável renda contida no vetor X_{EC} .

Apesar do grande número de estimações de demanda de água doméstica utilizando a especificação de preço proposta por Taylor-Nordin, a igualdade (em valor absoluto) entre os coeficientes das variáveis renda e diferença não tem sido verificada empiricamente (Acton et al. (1980), Billings e Agthe (1980), Chicoine e Ramamurthy (1984), Jones e Morris (1984)). Com exceção do estudo de Schefter e David (1985), que verificaram a validade desta igualdade teórica a partir de dados simulados, a rejeição recorrente desta implicação teórica lança dúvidas sobre a validade da especificação preço marginal-variável diferença adotada pelos modelos TN.

Uma especificação alternativa é proposta por Foster e Beattie (1981), que questionam a hipótese de que consumidores domésticos tenham informação perfeita. Foster e Beattie (1981) argumentam que, devido à complexidade da tarifação por blocos e da pequena proporção que a conta de água representa na despesa total dos domicílios, consumidores domésticos desconhecem os preços marginais e faixas de consumo. De maneira geral, os consumidores observariam apenas o valor total da conta de água e o volume consumido, reagindo desta forma ao preço médio, e não ao preço marginal como prediz a teoria econômica. A função demanda deveria então ser especificada em termos do preço médio da água, das variáveis socioeconômicas e climáticas.

$$Q_A = f(P_{MED}, X_{EC}, X_{CLIM}) \quad (3)$$

Onde:

P_{MED} : preço médio da água;

Q_A, X_{EC}, X_{CLIM} como definidas anteriormente.

Foster e Beattie (1981) argumentam que a correta especificação da função de demanda doméstica deve, de fato, basear-se na percepção dos consumidores sobre os preços. Deste modo, o que deve indicar se os consumidores domésticos reagem ao preço marginal ou ao preço médio é a própria evidência empírica.

Opaluch (1982) propõe uma metodologia para se testar empiricamente se os consumidores domésticos respondem ao preço marginal ou ao preço médio. O teste baseia-se na seguinte especificação para a função demanda²³, considerando-se uma estrutura tarifária com J_1 blocos e um consumidor situado na n -ésima faixa de consumo ($n \leq J_1$)

²³ Para simplificar a exposição, não são consideradas as variáveis sócio-econômicas e climáticas.

$$Q_A = \alpha_0 + \alpha_1 P_n + \alpha_2 \frac{\sum_{i=1}^{n-1} (P_i - P_n) Q_i}{Q_A} + \alpha_3 \left[Y - \sum_{i=1}^{n-1} (P_i - P_n) Q_i \right] \quad (4)$$

Onde:

Q_A : quantidade de água demandada;

P_n : preço do m³ na n -ésima faixa de consumo (i.e., preço marginal);

P_i : preço do m³ na faixa de consumo i ($i < n$);

Q_i : quantidade de água na faixa de consumo i ($i < n$);

Y : renda do consumidor.

A especificação da função demanda proposta em (4) é o resultado da decomposição do preço médio, que permite estimar separadamente os coeficientes relativos ao preço marginal (α_1) e à segunda variável preço (α_2). A segunda variável preço, por sua vez, é equivalente ao preço médio menos o preço marginal. De fato, para um domicílio situado na faixa de consumo n , o preço médio é dado por:

$$P_{MED} = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} P_i Q_i + P_n (Q - \sum_{i=1}^{n-1} Q_i)}{Q_A} = P_n + \frac{\sum_{i=1}^{n-1} (P_i - P_n) Q_i}{Q_A}$$

logo

$$\frac{\sum_{i=1}^{n-1} (P_i - P_n) Q_i}{Q_A} = P_{MED} - P_n. \quad (5)$$

Se a hipótese de informação perfeita for válida e os consumidores responderem ao preço marginal, α_2 não é significativamente diferente de zero. Neste caso, a equação de demanda reduz-se à especificação dos modelos TN. Caso $\alpha_1 = \alpha_2$, os consumidores responderiam ao preço médio²⁴. Deste modo, para a escolha da melhor especificação para a demanda doméstica de água, Opaluch (1981) propõe dois testes

TABELA 3.3
TESTES DE ESPECIFICAÇÃO DE MODELOS DE DEMANDA COM TARIFICAÇÃO POR FAIXAS DE CONSUMO

Teste 1: validade do modelo TN	Teste 2: validade do modelo de preço médio
$H_0: \alpha_2 = 0$	$H_0: \alpha_1 = \alpha_2$
$H_1: \alpha_2 \neq 0$	$H_1: \alpha_1 \neq \alpha_2$

Ho = hipótese nula; H1 = hipótese alternativa.

²⁴ Note que com esta igualdade o termo $\alpha_1 P_n$ é anulado.

A Tabela 3.4 sintetiza outras implicações dos resultados dos dois testes de especificação em relação a escolha do modelo que melhor reflete o comportamento da demanda doméstica frente ao preço da água. Conforme já apontado, o Resultado 1 indica que consumidores respondem ao preço marginal e a correta especificação é dada pelo modelo TN, enquanto o Resultado 2 aponta para o modelo de preço médio. Caso a hipótese nula de ambos os testes não possa ser rejeitada, temos o resultado de indeterminação, não se podendo afirmar qual dos dois modelos seja o mais adequado (Resultado 4). Caso nenhum dos dois testes seja rejeitado e, além disso, não se possa rejeitar a hipótese de que $\alpha_1 = 0$, o consumidor não responde a qualquer preço, sendo a demanda caracterizada como perfeitamente inelástica (Resultado 3). Por fim, o Resultado 5 ocorre quando ambas as hipóteses nulas são rejeitadas. Neste caso, os modelos TN e de preço médio não são adequados para representar o comportamento do consumidor frente ao preço, sendo necessário o uso da função de demanda em sua forma geral dada por (4), à qual chamamos “modelo Opaluch”.

TABELA 3.4
RESULTADOS POSSÍVEIS DOS TESTES DE ESPECIFICAÇÃO E IMPLICAÇÕES EM TERMOS DE ESCOLHA DO MODELO

Resultados	Teste 1	Teste2	Implicação
1	$\alpha_2 = 0$	$\alpha_1 \neq \alpha_2$	Modelo TN
2	$\alpha_2 \neq 0$	$\alpha_1 = \alpha_2$	Modelo de preço médio
3	$\alpha_2 = 0$	$\alpha_1 = \alpha_2 (= 0)$	Demanda perfeitamente inelástica
4	$\alpha_2 = 0$	$\alpha_1 = \alpha_2$ (com $\alpha_1 \neq 0$)	Indeterminação
5	$\alpha_2 \neq 0$	$\alpha_1 \neq \alpha_2$	Modelo Opaluch (equação (4))

Em nosso conhecimento, Chicoine e Ramarmuthy (1986) é o único trabalho a aplicar a metodologia proposta por Opaluch (1982). Usando uma amostra de consumidores domésticos situados na região rural de Illinois, nos Estados Unidos, onde a estrutura tarifária se caracteriza por blocos com preços descendentes, Chicoine e Ramarmuthy (1986) rejeitam as hipóteses nulas propostas por ambos os testes (Resultado 5). Os autores concluem que, para sua amostra, a melhor especificação é dada pelo “modelo Opaluch”.

3.2.3 Estimações

Conforme analisado anteriormente, as primeiras estimações econométricas da demanda doméstica são aplicadas aos Estados Unidos (Gottlieb (1963), Howe e Linaweaver (1967), Gibbs (1978), Danielson (1979) e Foster and Beattie (1979)). A principal crítica direcionada a estes trabalhos decorre da não adoção de métodos de variáveis instrumentais na estimação das funções de demanda, resultando em um tratamento inadequado do problema da simultaneidade. De fato, como estes estudos empregaram estimadores de mínimos quadrados ordinários, a correlação entre o preço da água e o erro implica em resultados viesados e inconsistentes.

Assim, observou-se na década de 80 um considerável aumento do número de trabalhos sobre demanda doméstica interessados em aperfeiçoar os aspectos econométricos. A questão da aplicação de métodos de variáveis instrumentais é discutida por Billings (1983) e Jones e Morris (1984). Já Scheffer e David (1985) discutem o problema de regressões com dados agregados, enquanto Chicoine e Ramarmuthy (1986) tratam da escolha da especificação do modelo (preço médio x preço marginal).

Os trabalhos mais recentes são marcados pela aplicação dos modelos de decisão em dois estágios (Hewitt e Hanemann (1995), Corral et al. (1998)), e o aplicação de métodos dados de painel adequados para tratar a dupla origem da endogeneidade nestes modelos Hognud (1997) e Nauges e Thomas (2000)). Observa-se também o surgimento de estudo de casos para países europeus (Point (1993), Hansen (1996), Hognud (1997) e Nauges e Thomas (2000)).

Apesar das diferentes especificações da função demanda e dos vários métodos econométricos empregados em sua estimação, pode-se afirmar que há um consenso entre os trabalhos empíricos quanto ao resultado de que a demanda de água doméstica é inelástica em relação ao seu próprio preço. Três explicações geralmente são oferecidas para justificar tal resultado: (i) a água é um bem essencial para o qual não há substitutos para a maioria de seus usos, o que faz seu consumo ser pouco suscetível a mudanças no seu preço; (ii) como a despesa com a conta de água representa uma pequena proporção da despesa total dos domicílios, os consumidores tendem a ser pouco sensíveis a mudanças no preço da água; e (iii) a demanda por água é complementar ao uso de outros bens (como máquinas de lavar, banheiros, etc.).

A evidência empírica também permite concluir que, além do preço da água, variáveis como renda domiciliar e número de pessoas por domicílio têm um efeito positivo e significativo sobre o consumo de água. A relação entre número de pessoas por domicílio com o consumo é natural e prescinde de maiores explicações. Já a evidência de o consumo de água aumentar com a renda domiciliar pode estar associado com o padrão de consumo das diferentes camadas sociais. Assim, é de se esperar que famílias com maior renda possuam domicílios com maior número de banheiros, por exemplo, assim como bens que sejam intensivos em uso de água (máquinas de lavar, piscinas, etc.).

A Tabela 3.5 apresenta os resultados para a elasticidade-preço da demanda de água dos principais trabalhos empíricos. Para cada um desses trabalhos, a tabela apresenta também o tipo de amostra usada nas estimações, a região estudada e o método de estimação empregado. Dois

fatos merecem destaque ao se analisar os valores das elasticidades. Em primeiro lugar, o consenso sobre a inelasticidade da demanda de água em relação ao seu próprio preço. A única exceção é o resultado de Hewitt e Hanemann (1995), que destoa dos demais ao calcular uma elasticidade-preço de -1,59. Hewitt e Hanemann (1995) argumentam que uma possível explicação para tal resultado pode ser encontrada nas hipóteses necessárias para uma estimação paramétrica de modelos em dois estágios (modelos D/C). Como os autores observam, a estimação por máxima semelhança depende das hipóteses sobre a especificação do modelo e sobre a distribuição conjunta dos dois erros que compoem o modelo econométrico. Estas estimações podem ser consideravelmente sensíveis às hipóteses, segundo os autores. Contudo, Hewitt e Hanemann (1995) não analisam a robustez dos resultados a fim de verificarem a validade de seu argumento.

O segundo fato a ser observado na Tabela 3.5 é que, de maneira geral, as elasticidades-preço calculadas para países europeus mostram-se ligeiramente inferiores às estimadas para as regiões norte-americanas. Isto pode sugerir diferenças no comportamento dos consumidores europeus e norte-americanos. Contudo, devido às diferentes metodologias utilizadas nas estimações e à inexistência de estudos comparativos, não é possível analisar formalmente esta questão.

TABELA 3.5
SUMÁRIO DOS PRINCIPAIS ESTUDOS SOBRE DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA

Autores	Amostra	Região	Método de estimação	Elasticidade-preço
Howe e Lineweaver (1967)	dados longitudinais	EUA	MQO	-0,23
Gibbs (1978)	dados longitudinais	Miami, EUA	MQO	-0,51
Foster e Beattie(1979)	dados longitudinais	EUA	MQO	-0,52
Billings(1982)	séries temporais	Tucson, EUA	Variáveis Instrumentais	-0,70
Jones e Morris(1984)	dados longitudinais	Denver, EUA	Variáveis instrumentais	-0,44 a -0,14
Scheffer e David(1985)	dados longitudinais	Wisconsin, EUA	MQO	-0,12
Chicoine et al.(1986)	dados longitudinais	Illinois, EUA	Equações simultâneas	-0,71
Chicoine e Ramarmuthy(1986)	dados de painel	Illinois, EUA	MQO	-0,48
Nieswadomy e Molina(1989)	dados de painel	Denton, EUA	VI, MQ2E	-0,86 a -0,36
Point(1993)	dados longitudinais	Gironde, França	MQO	-0,17
Hewitt e Hanemann(1995)	dados de painel	Denton, EUA	máxima verossimilhança	-1,59
Hansen(1996)	séries temporais	Copenhague, Dinamarca	MQO	-0,10
Renwick e Archibald(1998)	dados de painel	California, EUA	MQ2E	-0,33
Hoglund(1997)	dados de painel	Suécia	variáveis instrumentais	-0,33
Nauges e Thomas(2000)	dados de painel	França	variáveis instrumentais	-0,21

MQO: mínimos quadrados ordinários

MQ2E: mínimos quadrados em dois estágios

VI: variáveis instrumentais

3.3 DEMANDA INDUSTRIAL

3.3.1 Introdução

Apesar de quase todas as indústrias usarem água como um fator de produção, a literatura sobre análise econométrica do uso industrial de água é escassa. Esta escassez pode ser atribuída às especificidades do papel da água no setor industrial e à dificuldade para se obter os dados necessários para se estimar os modelos econométricos. Em primeiro lugar, a água pode ser destinada a diversos fins nos estabelecimentos industriais, participando diretamente como matéria-prima nos processos produtivos ou sendo utilizada para propósitos puramente sanitários, dentre outros. Estas múltiplas finalidades do uso industrial da água exigem uma modelização mais complexa deste fator de produção, se comparado ao tratamento analítico normalmente dispensado aos demais insumos produtivos analisados pela teoria econômica (capital, trabalho, energia e matérias-primas). Em segundo lugar, usuários industriais em muitos casos captam água por conta própria, dificultando a obtenção de informações sobre preços e quantidades. Além disso, os custos com água e esgoto representam uma fração bastante baixa dos custos totais das firmas, o que gera inferências pouco satisfatórias ao se usar formas funcionais tradicionalmente adotadas para funções de produção. Por fim, vale ainda ressaltar a dificuldade de se construir séries de preços da água de boa qualidade, indispensáveis para uma estimação precisa da elasticidade-preço da demanda de água para uso industrial.

Esta seção se inicia com uma discussão geral sobre as implicações da teoria da dualidade para a modelagem econométrica. Em seguida, discute-se a questão da forma funcional e é apresentado em maior detalhe o modelo empírico baseado na função de custo translog, forma que será adotada para a estimação da função demanda da indústria paulista. Por fim, são apresentados os principais resultados da literatura.

3.3.2 Demanda Industrial de Água: Aspectos Econométricos

A estimação de funções de demanda industrial pelo insumo água tem por fim analisar a demanda industrial de recursos hídricos e o papel desses recursos nos processos produtivos. A partir das funções de demanda por fatores estimadas, são calculadas as elasticidades de substituição entre os insumos produtivos para diferentes setores industriais, bem como elasticidades-preço. Com isso, pode-se avaliar o impacto da cobrança da água, bem como outras medidas, na realocação dos insumos produtivos.

3.3.2.1 Modelos econométricos de demanda por fatores

Um modelo econométrico para a análise do comportamento da produção pode ser derivado de duas formas: seja através da maximização de lucros, seja através da minimização de custos. No primeiro caso, firmas escolhem seus planos de produção de modo a maximizar seus lucros. Já na formalização através da função custo, adota-se a hipótese de que o problema de otimização enfrentado pelas firmas consiste em escolher as quantidades de insumos que minimizem o custo total de produção, dados os preços dos insumos, o nível de produção e a função de produção.

Conforme os resultados da teoria da dualidade, as duas abordagens levam às mesmas implicações sobre o comportamento das firmas.

Adota-se neste projeto a formalização derivada da minimização de custos devido às seguintes considerações:

(i) Exogeneidade. Modelos econométricos baseados nas funções de produção e custo diferem quanto às hipóteses relativas à exogeneidade das variáveis. Nas estimações envolvendo funções de produção, o produto e o preço dos insumos são considerados como variáveis endógenas, enquanto as quantidades de insumos são exógenas. Por outro lado, na estimação da função custo dual, custos de produção e as quantidades de insumos são variáveis endógenas, enquanto preços dos insumos e o nível de produção são exógenos.

Quando o nível de produto e o preço dos insumos podem plausivelmente ser considerados como exógenos, a adoção da função custo mostra-se mais adequada que o uso da função de produção. Tal escolha deve-se ao fato de que a regressão da função custo ter como variáveis explicativas os preços dos insumos (exógenos), enquanto a regressão da função de produção apresenta entre os regressores as quantidades (endógenas) de insumo. Como as informações coletadas para este projeto são provenientes de plantas industriais, portanto em nível bastante desagregado, a hipótese das variáveis preços dos insumos e quantidade produzida serem exógenas parece ser mais apropriada que adotar-se tal hipótese para as quantidades de insumos. Logo, a escolha da abordagem via minimização de lucros parece mais adequada.

(ii) Economias de escala. Em economias de concorrência perfeita em que retornos crescentes de escala estão presentes, o equilíbrio da produção não está definido no problema de maximização de lucros, devido à não existência de um lucro máximo. Já adotando-se a abordagem de minimização de custos, podem ser derivadas condições necessárias para o equilíbrio na presença de economias de escala. Como este projeto analisará setores industriais em que há fortes indícios de existência de economia de escala, a modelagem via maximização de lucros mostra-se inadequada.

(iii) Elasticidades-preço. Na abordagem via produtividade marginal, a derivação da elasticidade-preço da água (ou, de forma mais geral, a elasticidade-preço de qualquer insumo) pressupõe-se que o preço seja igual ao custo marginal. Tal hipótese mostra-se pouco realista para o caso da água pois, conforme observa Renzetti (1999), raros são os casos na prática onde a tarifação da água reflete seu custo marginal.

(iv) Restrições econômicas. Por fim, a escolha da modelagem via função custos justifica-se também pelo fato de que implicações da teoria econômica podem ser incorporadas de maneira mais direta no modelo econométrico derivado da função custo, se comparado com a correspondente formulação via função de produção. Além disso, as funções de demanda podem ser derivadas explicitamente sem a necessidade de se impor restrições arbitrárias sobre os padrões de substituição, assunto discutido na próxima seção.

3.3.2.2 *Forma funcional : a questão da flexibilidade*

Como um dos pontos principais do projeto é analisar o padrão de substituição do insumo água perante aos demais insumos produtivos, a escolha de uma forma funcional adequada para a função custo deve levar em conta a questão da flexibilidade. A especificação deve proporcionar um grau de flexibilidade que, respeitando às restrições impostas pela teoria econômica, não imponha fortes restrições a priori sobre o padrão de substituição entre os insumos.

A literatura sobre formas funcionais flexíveis origina-se dos esforços para se superar as restrições impostas pelo uso da função Cobb-Douglas na análise do comportamento do produtor. A utilização da função de produção Cobb-Douglas permite que se sejam derivadas explicitamente funções de oferta e demanda a partir da função de produção e das condições necessárias para o equilíbrio (i.e., as condições de primeira ordem do modelo) . Contudo, esta abordagem apresenta a desvantagem de impor fortes restrições a priori sobre as características do processo produtivo, frustrando-se assim o objetivo de se investigar estas características empiricamente. Em particular, o uso da Cobb-Douglas apresenta uma importante restrição quanto à elasticidade de substituição entre os insumos.

Conforme observado por Arrow et al. (1961), a função Cobb-Douglas implica em uma elasticidade de substituição unitária entre todos os insumos. Para proporcionar mais flexibilidade que a tradicional abordagem baseada na especificação Cobb-Douglas, os autores introduzem a função de elasticidade de substituição constante (ESC), na qual a elasticidade de substituição é tratada como um parâmetro desconhecido .

Por sua vez, a função de elasticidade de substituição constante ainda apresenta limitações importantes. Adotando-se esta especificação, mantêm-se as hipóteses de aditividade e homogeneidade da função de produção, além de impor fortes restrições ao padrão de substituição entre insumos. McFadden (1963) e Uzawa (1962) mostram que, ainda que não restritas ao valor unitário, as elasticidades de substituição entre os insumos devem ser iguais.

Com o desenvolvimento da abordagem dual da teoria da produção, as restrições sobre as elasticidades de substituição implicadas pelas especificações Cobb-Douglas e ESC são superadas. A formulação dual, com a caracterização do processo produtivo por meio da função custo, equivalente a abordagem via função de produção, apresenta importantes vantagens do ponto de vista da metodologia econométrica: funções de oferta e demanda podem ser derivadas explicitamente como função dos preços relativos sem a necessidade de se impor restrições arbitrárias sobre os padrões de substituição. Além disso, restrições impostas pela teoria econômica podem ser incorporadas de maneira mais direta ao modelo econométrico.

A função linear generalizada proposta por Diewert (1971) foi a primeira de uma série de desenvolvimentos na teoria dual do custo e produção. Esta forma funcional não impõe restrições a priori nas elasticidades de substituição e, ao mesmo tempo, mantêm-se consistente com as restrições impostas pela teoria econômica.

Em uma série de artigos, Christensen et al. (1971,1972,1973) apresentam a forma funcional translog. A função translog é baseada numa aproximação por séries de Taylor de segunda ordem para a função custo real. Assim como a função linear generalizada, a especificação translog não impõe restrições quanto a elasticidade de substituição.

Contudo, por ser uma forma funcional baseada em aproximação por séries de Taylor, Gallant (1981) e Elbawadi et al. (1983) observam que a especificação translog apresenta certas limitações. Séries de Taylor proporcionam apenas aproximações locais para funções de custo arbitrárias. O comportamento do erro de aproximação deve ser especificado na formulação de um modelo econométrico do comportamento do produtor.

O debate sobre formas funcionais flexíveis alternativas à translog vem sendo um dos principais temas de pesquisa na área de métodos econométricos para a análise da produção. Para solucionar o problema das aproximações locais por séries de Taylor, Gallant (1981) introduz especificações baseadas em aproximações globais por séries de Fourier. Outras formas funcionais alternativas incluem a McFadden simétrica generalizada, a Box-Cox generalizada e a minflex de Laurent.

De maneira geral, devido às funções de máxima verossimilhança associadas a essas especificações serem altamente não-lineares, a implementação empírica dessas formas mostra-se extremamente complexa. A grande maioria dos trabalhos empíricos na análise da produção adota a especificação translog. Neste projeto, segue-se a literatura e adota-se a forma translog. Tal escolha justifica-se pela função translog proporcionar um grau de flexibilidade adequado para os fins de nossa análise e, ao mesmo tempo, ser de implementação empírica mais fácil perante as formas funcionais flexíveis alternativas. Sob o ponto de vista de inferência estatística, a preferência da forma translog sob as demais formas flexíveis justifica-se pelo fato de existirem fórmulas simples para que, a partir dos parâmetros estimados no modelo econométrico derivado da especificação translog, sejam calculadas as elasticidades-preço próprias e cruzadas relativas aos diferentes insumos e a variância desses estimadores.

3.3.2.3 A função translog

Nesta seção, apresenta-se o modelo econométrico para a estimação das elasticidades-preço e das elasticidades de substituição entre os insumos. Conforme discutido na seção anterior, adota-se para a função custo uma especificação translog. Sua expressão mais geral, não homotética, é dada por:

$$\ln C = \alpha_0 + \alpha_i \sum_i \ln(P_i) + \frac{1}{2} \sum_i \sum_j \gamma_{ij} \ln(P_i) \ln(P_j) + \sum_i \gamma_{iY} \ln(P_i) \ln(Y) + \alpha_Y \ln Y + \frac{1}{2} \gamma_{YY} \ln Y^2 + \mu \quad (1)$$

sendo C o custo total, Y a produção total, P_i (P_j) o preço do insumo i (insumo j) e as α , β s e γ s os parâmetros a serem estimados. μ é um termo estocástico

Consideram-se para fins de análise cinco insumos básicos: capital (K), trabalho (L), água (W), energia (E) e demais matérias-primas (M). Para investigar-se o papel da água em maior detalhe, decompõe-se o seu uso em duas atividades: a quantidade de água captada (WI), e a quantidade

(e qualidade) de água retornada aos aquíferos (WD). Tal decomposição possibilita, a partir do cálculo de elasticidades relativas a captação e retorno de águas, avaliar o potencial efetivo de instrumentos de cobrança por quantidade e qualidade de água.

Diferenciando-se a função custo em relação aos preços dos insumos, com as variáveis expressas em log, e aplicando-se o lema de Shephard, obtém-se:

$$\partial \ln C / \partial \ln P_i = P_i / C (\partial C / \partial P_i) = P_i X_i / C = S_i = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln P_j + \gamma_{iY} \ln Y + v_i \quad (2)$$

sendo $S_i = P_i X_i / C$ definido como a proporção do custo do insumo em relação ao custo total e v_i um termo estocástico que pode ser interpretado como erros incorridos pela firma na escolha da cesta de insumos que minimiza sua função custo .

O modelo econométrico consiste da função translog de custo dada em (1) e das seis equações de proporção do custo dos insumos em relação ao custo total dadas por (2).

Uma vez os coeficientes estimados, podem ser calculadas as elasticidades-preço próprias e cruzadas. Quando a função custo é aproximada por uma translog, essas elasticidades são dadas pelas seguintes expressões

$$\varepsilon_{ij} = (\gamma_{ij} + S_i S_j) / S_i \quad \text{para elasticidades-preço cruzadas} \quad (3.a)$$

$$\varepsilon_{ii} = (\gamma_{ii} + S_i^2 - S_i) / S_i \quad \text{para elasticidades-preço próprias} \quad (3.b)$$

Já as elasticidades de substituição podem ser calculadas através das expressões:

$$\sigma_{ij} = (\gamma_{ij} + S_i S_j) / S_i S_j \quad i, j = 1, \dots, n \text{ e } i \neq j \quad (4.a)$$

$$\sigma_{ii} = (\gamma_{ii} + S_i^2 - S_i) / S_i \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (4.b)$$

De posse dessas elasticidades estimadas, pode-se avaliar como as firmas reagem à cobrança da água através do grau de substitutabilidade entre os insumos. Por exemplo, caso as estimações das elasticidades indiquem que a captação de água e energia sejam atividades substitutas, um aumento no preço real da captação acarretaria um maior consumo relativo de energia por parte das firmas.

Por fim, além da substitutabilidade entre insumos, o modelo econométrico ainda permite explorar a questão de retornos de escala. Retornos de escala, aqui expressos por m , podem ser computados como o inverso da elasticidade do custo em relação a produção.

$$\mu = 1 / \varepsilon_{CY} \quad \text{onde } \varepsilon_{CY} \equiv \partial \ln C / \partial \ln Y \quad (5)$$

Na especificação *translog* aqui adotada, a elasticidade acima pode ser calculada pela expressão

$$\varepsilon_{CY} = \alpha_Y + \sum_i \gamma_{iY} \ln(P_i) + \gamma_{YY} \ln Y$$

3.3.3 Estimações

O número de estudos que propõe uma análise econométrica da estrutura de demanda de água para uso industrial é bastante reduzido. Esta escassez pode ser explicada pela dificuldade na obtenção de dados para este setor usuário. Ao contrário do uso doméstico, cujo abastecimento é realizado pelas companhias de serviço de saneamento, uma proporção expressiva de firmas captam água por conta própria. Tal fato dificulta o registro e a disponibilidade de informações sobre uso industrial para uma investigação econométrica adequada.

3.3.3.1 Primeiros trabalhos

As primeiras análises surgem no final dos anos sessenta e início da década de setenta, com a publicação dos trabalhos de Turnovsky (1969) e De Rooy (1974). Turnovsky (1969) estima funções de demanda industrial de água, em nível municipal, utilizando uma amostra de 19 cidades na região de Massachussets (EUA). O foco do estudo não é especificamente na estimação de elasticidades-preço da demanda industrial de água. Seu objetivo maior é testar empiricamente as implicações de seu modelo teórico de comportamento de demanda dos agentes econômicos face a um cenário de incerteza no lado da oferta. A forma funcional utilizada é simples _ linear _ e possui a seguinte especificação:

$$x_i^* = \alpha_0 + \alpha_1 \sigma_i^2 + \alpha_2 p_i + \alpha_3 IP_i + \varepsilon_i \quad (8)$$

sendo x_i^* o consumo per capita planejado da cidade i , σ_i^2 a variância da oferta de água nesta cidade, p_i o preço médio da água e IP_i um índice de produção industrial.

Além da forma funcional simples, observa-se que a especificação da função não leva em conta o preço de outros fatores de produção, o que implica na adoção implícita da hipótese de que a função de produção é separável em relação aos insumos produtivos. Exclui-se assim o papel de bens substitutos na demanda por água, tais como a recirculação de água dentro das firmas, o que pode causar um viés de omissão de variável aos resultados. Ressalte-se ainda que, devido ao interesse do autor em estudar a demanda sob incerteza, a variável dependente usada na regressão é a demanda de água planejada, e não os volumes observados. Esta demanda planejada é estimada segundo diversas regras especificadas para formação de expectativas, a partir dos dados de demanda efetivamente observados. Portanto, os resultados da elasticidade-preço das funções de demanda industrial calculadas por Turnovsky (1969) referem-se à demanda planejada, e não à demanda efetiva. Essas elasticidades variam entre $-0,47$ e $-0,84$, de acordo com a hipótese adotada pela construção da demanda planejada. Em todas as regressões o coeficiente o índice de produção industrial α_3 não é significativamente diferente de zero. Esse resultado, somado à ausência de robustez das estimações, podem ser atribuídos à baixa qualidade das variáveis utilizadas e à especificação da função de regressão pouco satisfatória.

De Rooy (1974) estima funções de demanda industrial de água a partir de uma amostra de 30 plantas industriais do setor químico localizadas na região de New Jersey (EUA). Essas demandas são derivadas a partir uma função de produção Cobb-Douglas. As diferenças tecnológicas entre as firmas são levadas em consideração, com o autor introduzindo um índice tecnológico, composto a partir de medidas de produtividade do capital e do trabalho, entre as variáveis

explicativas. A especificação da função de demanda inclui também o preço da água reciclada, o substituto mais próximo da água captada, evitando assim o problema de viés de especificação presente em Turnovsky (1969). Para levar em conta o efeito da recirculação de água na redução do custo total desse insumo, o autor utiliza como variável dependente a “demanda bruta de água”, definida como a quantidade de água demandada caso a firma não utilizasse qualquer volume de água reciclada. Já o preço da água é calculado como uma média ponderada entre o preço da água reciclada e da água captada.

São calculadas elasticidades da demanda de água para dois tipos de uso: processos industriais e geração de energia. A equação é estimada por mínimos quadrados ordinários e, para a demanda de determinada firma i para uso j , possui a seguinte especificação

$$\ln G_{ji} = \beta_0 + \beta_1 \ln X_i + \beta_2 \ln P_{Gji} + \beta_3 \ln T_i + v_i \quad (9)$$

onde G_{ji} representa a demanda bruta de água, X_i a produção, P_{Gji} o preço da água e T_i o índice tecnológico.

As elasticidades estimadas, dados pelos coeficientes da especificação log-linear, são apresentados na Tabela 3.6 a seguir:

TABELA 3.6
ESTIMAÇÕES DAS FUNÇÕES DE DEMANDA DE ÁGUA – DE ROOY(1974)

Uso	Constante	X_i	P_{Gji}	T_i
Processos industriais	-1,683	1,220 (8,73)	-0,745 (4,82)	-0,480 (3,20)
Geração de energia	-1,858	1,192 (8,21)	-0,741 (4,56)	-0,862 (5,24)

*estatísticas – t entre parênteses

Todos os coeficientes são significativos. Como era de se esperar, a demanda por água aumenta proporcionalmente com a escala de produção da planta. As elasticidades-preço estimadas para ambos os usos são praticamente idênticas, aproximadamente – 0,75. O sinal negativo do coeficiente do índice tecnológico indica que um aumento de produtividade diminui a demanda por água mas, devido a esse índice agrupar medidas de produtividade do trabalho e do capital, não é possível avaliar-se o papel dos insumos na demanda por água separadamente.

Apesar de a especificação de De Rooy (1974) levar em conta o papel da água recirculada sobre a demanda de água captada, o modelo possui uma limitação ao tratar a taxa de reutilização (demanda água bruta / água reutilizada) como uma variável exógena. O modelo descreve mudanças na demanda total de água resultantes de mudanças na escala de produção, preço da água e na tecnologia, adotando-se a hipótese de que a taxa de reutilização permanece inalterada. Mas, intuitivamente, espera-se que mudanças no preço ou alterações tecnológicas impliquem em modificações na taxa de reutilização. A redução efetiva na água captada resultante de

modificações de preço, se um maior preço levar a uma maior taxa de reutilização, pode estar sendo sobrestimada pela elasticidade-preço computada.

3.3.3.2 *Formas Funcionais Flexíveis*

Os resultados gerados pelo avanço das pesquisas sobre a teoria da dualidade e sobre formas funcionais flexíveis permitem o desenvolvimento de metodologias bem mais satisfatórias para a análise do papel da água nos processos produtivos. O trabalho de Grebenstein e Field (1979) é o primeiro a empregar uma forma funcional flexível de modo a investigar as possibilidades de substituição entre a água e os demais insumos tradicionalmente analisados na teoria da firma. Utilizando os resultados da teoria da dualidade, os autores adotam a abordagem via função custo para calcular a elasticidade de substituição entre os fatores de produção em análise – água, capital e trabalho. A forma funcional escolhida é a translog. A amostra empregada consiste em dados industriais dos estados norte-americanos para o ano de 1973.

O primeiro ponto a se observar neste trabalho é o alto grau de agregação dos dados. Estes são apresentados em nível estadual e nenhum tipo de heterogeneidade é introduzido nas estimações. Assim, supõe-se que a mesma função de produção pode ser aplicada para todos os estados norte-americanos, o que é pouco realista. Além disso, devido ao uso de dados bastante agregados, há a possibilidade da ocorrência do problema de endogeneidade na variável preço. Por fim, convém ainda observar que a especificação acima proposta adota como hipótese uma tecnologia com retornos constantes de escala, o que pode ser questionável devido à inclusão de vários setores onde se observam retornos de escala.

Duas bases distintas são utilizadas para o preço da água. A primeira é construída pela American Water Works Association (AWWA). Além dessa, os autores também usam o preço calculado por Montanari e Mattern (1975). Ambas as medidas apresentam um alto grau de agregação, o que implica que implicitamente esses preços representam o custo da água para todos os setores industriais localizados em um mesmo estado. A impossibilidade de se levar em conta a heterogeneidade entre setores naturalmente constitui-se em uma limitação dessas séries de preços.

Os autores estimam as duas primeiras equações pelo método ISUR (“Iterated Seemingly Unrelated Regressions”) e, a partir dos parâmetros estimados calculam as elasticidades-preço, apresentadas na Tabela 3.7 a seguir:

TABELA 3.7
ELASTICIDADES-PREÇO DAS DEMANDAS POR FATOR DE PRODUÇÃO – GREBENSTEIN E
FIELD (1979)

	Preço da água - P_w	
	AWWA	MM
Capital	-0,667 (0,077)	-0,629 (0,075)
Trabalho	-0,223 (0,023)	-0,232 (0,024)
Água	-0,326 (0,240)	-0,801 (0,160)
Capital -trabalho	0,794 (0,085)	0,767 (0,086)
Capital - água	-0,130 (0,016)	-0,134 (0,026)
Trabalho - capital	0,168 (0,020)	0,186 (0,020)
Trabalho - água	0,036 (0,005)	0,050 (0,006)
Água - capital	-2,051 (0,259)	-1,388 (0,272)
Água – trabalho	2,383 (0,345)	2,207 (0,272)

* desvio-padrão entre parênteses

O primeiro ponto a se destacar a partir da análise da tabela é a diferença expressiva nos valores calculados para a elasticidade-preço da água (elasticidades própria e cruzada) de acordo com a série de preços utilizada. Enquanto a elasticidade-preço da demanda de água usando-se a base AWWA é de $-0,326$, esta aumenta (em valor absoluto) para $-0,801$ utilizando-se os preços da série MM. Observe-se ainda que a elasticidade-preço da água na série AWWA não é significativa. Contudo, devido à baixa qualidade da metodologia empregada na construção desses preços (preços médios, alto grau de agregação e falta de heterogeneidade), esses valores devem ser interpretados com cautela, e pouco se pode comentar sobre qual das séries é mais adequada. Dos valores estimados para as elasticidades-preço cruzadas, pode-se concluir que água e trabalho são insumos substitutos no processo produtivo (elasticidades positivas), enquanto água e capital são complementares (elasticidades negativas).

Babin, Willis e Allen (1982) retomam a metodologia de Grebenstein e Field (1979), mas com o cuidado de tentar contornar os dois pontos críticos deste último: o uso de uma única função de produção para todo o setor industrial norte-americano e a baixa qualidade da série de preços da água. Para se investigar a questão da heterogeneidade em relação a elasticidade-preço, Babin, Willis e Allen (1982) estimam funções de demanda derivadas da função de custo translog para sete diferentes setores de atividade industrial norte-americanos. Quanto à série de preço da água, os autores complementam a base de preços da AWWA utilizada por Grebenstein e Field (1979) com informações sobre companhias de abastecimento de água, tais como quantidade total de água fornecida e receitas. Isto faz com que seja possível calcular-se preços médios da água diferentes dentro do mesmo estado, melhorando a qualidade da série.

A especificação usada é a mesma de Grebenstein e Field (1979), com a diferença que os autores decompõe o fator mão-de-obra em empregados administrativos e empregados diretamente ligados à produção. O método de estimação também se repete (ISUR).

Como observa-se na Tabela 3.8, as elasticidades-preço da demanda por água mostram expressiva variação entre os diferentes setores de atividade estudados e a amostra agregada (“pooled”). Ademais, alguns setores apresentam elasticidades positivas (ainda que não significativamente diferentes de zero), o que sugere que a função custo para determinados setores pode não ser côncava.

TABELA 3.8
ELASTICIDADE-PREÇO DA DEMANDA POR ÁGUA PARA DIVERSOS SETORES
INDUSTRIAIS –BABIN ET AL. (1982)

Pooled	Produtos Alimentícios	Papel e derivados	Pedra e vidros	Metalurgia	Maquinário	Mat. Elétrico e eletrônico
-0,56 (0,104)	0,14 (0,125)	-0,66 (0,200)	-0,38 (0,080)	-0,41 (0,206)	0,14 (0,282)	0,54 (0,604)

* Desvio-padrão entre parênteses

As diferenças setoriais quanto à complementaridade/substitutabilidade dos fatores também são marcantes. As estimações apontam para a complementaridade entre capital e água em três setores e na equação agregada. Contudo, para os setores produtos alimentícios, metalurgia e eletro-eletrônicos, as elasticidades apontam para uma relação de substitutabilidade entre estes insumos. Os valores estimados para outras elasticidades cruzadas também mostram grande variação segundo os diferentes setores, o que põe em dúvida a validade de estimações baseadas em dados agregados. A partir desses indícios, os autores testam formalmente a possibilidade de os diferentes setores serem agregados e representados por parâmetros idênticos, hipótese que é rejeitada. Este resultado põe em xeque as estimações agregadas anteriores de Turnovsky (1969) e Grebenstein e Field (1979).

Todos os estudos analisados até aqui usam o custo médio de alimentação em água para se representar o preço deste insumo. Este procedimento pode ser criticado devido a três aspectos. Em primeiro lugar, ele introduz um viés de simultaneidade na estimação, já que a quantidade de água aparece nos dois lados da equação. Além disso, como a estrutura tarifária da cobrança de água das companhias de abastecimento aumenta segundo faixas de consumo, surge também um problema de identificação dos parâmetros. Usando-se o custo médio da aquisição de água para representar a variável preço, o coeficiente do preço da água não permite distinguir entre os efeitos da relação negativa do preço sobre a demanda e da estrutura tarifária por blocos. Por fim, a equação de demanda pode estar mal especificada, uma vez que a teoria econômica prediz que as firmas respondem ao preço marginal, e não ao preço médio.

Para contornar o problema associado ao uso do preço médio, Renzetti (1988, 1992) aplica a metodologia de variáveis instrumentais proposta por Jones e Morris (1984) para se construir uma proxy para o preço de captação da água. O procedimento consiste em regredir o custo médio da captação usando-se como variáveis explicativas as características da estrutura tarifária das companhias de abastecimento, tais como a média do custo marginal de cada faixa de consumo, o número de faixas, a diferença entre o preço da maior e da menor faixa de consumo e a taxa de conexão à rede.

Renzetti (1992) calcula funções de demanda de água a partir de 2000 observações de firmas canadenses para o ano de 1985. Além da desagregação das observações, o autor dispõe de uma

base de dados com informações detalhadas sobre o papel da água no interior dos estabelecimentos. Esta base permite decompor o uso industrial da água em quatro elementos: a quantidade de água captada, o grau de purificação e tratamento necessários anterior ao uso do insumo, a quantidade de recirculação na interior das plantas industriais e a quantidade/qualidade dos efluentes lançados na rede coletora ou nos corpos hídricos após o uso. Por outro lado, devido à ausência de informações sobre os demais insumos produtivos, não é possível analisar-se o grau complementaridade ou substitubilidade entre os demais fatores e a água. A ausência dos demais insumos, que implica na adoção da hipótese de separabilidade do insumo água em relação aos demais fatores, consiste em uma relevante limitação do modelo, uma vez que em trabalho mais recente, Dupont e Renzetti (2001) testam e rejeitam a hipótese de separabilidade.

Outra limitação do modelo consiste na utilização do método das variáveis instrumentais para as firmas que captam água por sistemas próprios. Como os custos dessas podem ser diferentes dos custos das companhias de distribuição de água, utilizar como instrumentos as características da estrutura tarifária do serviço público pode não ser um método adequado na construção do preço para essas firmas. Como uma parcela expressiva de plantas industriais não recorre a companhias de abastecimento, este problema de erro de medida da variável pode ser relevante.

O autor, a partir da especificação de uma função de custo translog, estima funções de demanda para a amostra agregada e para sete setores industriais pelo método de mínimos quadrados em três estágios. As elasticidades-preço da demanda de água captada são mostradas na Tabela 3.9.

TABELA 3.9
ELASTICIDADES-PREÇO DE DEMANDA DE ÁGUA CAPTADA – RENZETTI (1992)

	Agregada	Bebidas	Borracha	Têxtil	Papel	Metalúrgica	Mineração	Petróleo
Elasticidade	-0,38 (0,34)	-0,39 (0,31)	-0,15 (0,08)	-0,33 (0,43)	-0,59 (0,27)	-0,27 (1,46)	-0,32 (0,19)	-0,48 (0,65)
Nº. obs	1068	308	100	48	145	191	108	168

* desvio-padrão entre parênteses

As elasticidades variam entre $-0,15$ e $-0,59$. Ademais, o autor verifica que os setores mais sensíveis ao preço da captação de água são também os que apresentam maior proporção de despesas em água em relação ao custo total.

Em relação às elasticidades-preço cruzadas, Renzetti (1992) calcula elasticidades positivas entre captação e recirculação, indicando substitutibilidade. Esse resultado sugere que, caso o preço real de captação da água aumente, as firmas têm incentivo a usarem maior recirculação dentro de suas plantas. Da mesma forma, o autor também observa que recirculação e lançamento de efluentes são substitutos. Tal estimativa indica que instrumentos econômicos podem ser utilizados para se reduzir a poluição industrial, podendo ser meios eficazes na gestão da disponibilidade e qualidade dos mesmos ao proporcionar uma alternativa para os gestores ao uso de mecanismos de comando e controle.

Dupont e Renzetti (2001) voltam a estimar funções de demanda para a indústria canadense. O autor estende a análise dos trabalhos anteriores ao incorporar dados sobre os demais fatores de produção e dispor de uma base composta de observações para três anos _ 1981, 1986,1991.

Esta base de informações permite a análise dos padrões de substituição entre os fatores e o efeito das mudanças tecnológicas no uso da água.

Dupont e Renzetti (2001) estimam funções agregadas para setores industriais (2 dígitos SIC) em nível estadual. Incorporam-se à função custo os demais fatores de produção _ capital, trabalho, energia e materiais _ e a decomposição do uso da água reduz-se a dois elementos: captação e recirculação. Os autores recorrem novamente ao método de variáveis instrumentais para construir o preço de captação da água para as firmas abastecidas pelas companhias de serviço de saneamento, enquanto usa o custo marginal estimado como proxy do preço para as firmas que captam água por conta própria.

Os autores estimam as demandas condicionais de fatores derivadas de uma função custo translog usando o método ISUR. Na Tabela 3.10 são exibidas as elasticidades-preço de demanda de capital (K), trabalho (L), energia (E), materiais (M), captação (I) e recirculação (R) de água em relação ao preço de captação (PI) e recirculação (PR).

TABELA 3.10
ELASTICIDADES-PREÇO DA DEMANDA DE FATORES – DUPONT E RENZETTI(2001)

	K	L	E	M	I	R
P _I	-0,0155 (0,0119)	0,0635 (0,0175)	0,0097 (0,0307)	-0,0034 (0,0097)	-0,7752 (0,2034)	0,0176 (0,1714)
P _R	0,0071 (0,0082)	-0,0094 (0,0099)	-0,0151 (0,0202)	-0,0010 (0,0005)	0,0029 (0,0028)	-0,6901 (0,8307)

*desvio-padrão entre parênteses

Como era esperado, ambas as elasticidades-próprias são negativas (apesar de a elasticidade-preço da demanda por água não ser significativa). Como já apontado no precedente estudo de Renzetti (1992), a substitutabilidade entre captação e recirculação de água sugere que uma taxa sobre captação de água pode estimular a reutilização interna e portanto tornar o uso industrial de recursos hídricos mais eficiente.

A água captada mostra-se como substituto para o trabalho, capital e energia, e complementar aos materiais. A observação de que água captada e capital são insumos substitutos difere dos resultados anteriores de Grebenstein e Field (1979) e Babin et al. (1982), cujas estimações mostram os dois fatores como complementares. Mas como os estudos anteriores não levavam em conta a recirculação interna de água, as estimações não servem para uma comparação direta adequada. Já a água recirculada é substituta apenas ao trabalho.

Deve-se observar que boa parte das elasticidades apresentadas na Tabela 3.10 não é significativamente diferente de zero. Tal fato talvez possa encontrar explicação no uso de uma única função de custo agregada para diferentes setores de atividade, não levando em consideração a heterogeneidade das características tecnológicas das firmas.

Por fim, Dupont e Renzetti (2001) observam que um aumento do produto leva a um aumento no emprego de todos os fatores e que mudanças tecnológicas na indústria canadense no período

1981-1991 não foram neutras, apresentando um viés em direção a um aumento na captação de água e redução na sua reutilização interna.

Reynaud (2002) é o primeiro estudo econométrico para uso industrial da água aplicado a um país europeu. O autor utiliza em sua análise uma base de dados de painel composta de observações para 51 plantas industriais localizadas no sudoeste da França para os anos de 1994-1996.

A forma funcional adotada é a translog. Contudo, a especificação do modelo distingue-se de trabalhos anteriores ao propor uma tecnologia multiproduto. Além da produção industrial, a firma também produz poluição, subproduto inerente a toda atividade industrial. Assim, na formalização do modelo, a emissão de poluentes é incorporada à função custo das firmas como um segundo produto.

A função custo é especificada em função dos insumos água e mão-de-obra e, após testar e aceitar a hipótese de separabilidade entre os fatores, a função de subcusto da água é estimada. Ademais, o abastecimento de água é decomposto em três elementos: água proveniente da rede pública, água proveniente de captação própria (que chamaremos de água autônoma) e água tratada. Devido a ausência de dados, o autor utiliza para a construção das séries de preços da água seus custos médios, o que pode gerar o problema de simultaneidade. As elasticidades de demanda para os dois primeiros componentes estão nas tabelas abaixo.

TABELA 3.11
ELASTICIDADE DAS DEMANDAS DE FATORES EM RELAÇÃO AOS PRODUTOS –
REYNAUD (2002)

	Água da rede pública	Água autônoma
Elast. produto	0,34	0,58
Elast. poluição	0,36	0,11

Pode-se observar na Tabela 3.12 que a elasticidade-preço da demanda por água da rede pública é negativa e significativa. Já a elasticidade-preço da demanda de água autônoma é positiva mas não é significativamente diferente de zero. Este resultado para a demanda autônoma pode ser interpretado como um indicador de que a demanda de água autônoma não reage a variações marginais de preço da captação. Esta diferença de sensibilidade ao preço entre as demandas de água autônoma e da rede pública pode estar associada a dois fatores. Em primeiro lugar, o preço unitário da captação autônoma é bem menor do que este preço para a água da rede pública. Além disso, o percentual do custo com abastecimento em água da rede pública em relação ao custo total é maior do que este percentual para a água autônoma. Como é de se esperar, fatores com maior preço unitário e maior participação nos custos totais devem ter uma elasticidade-preço maior.

TABELA 3.12
ELASTICIDADES-PREÇO DAS DEMANDAS DE FATORES – REYNAUD (2002)

	Água da rede pública	Água autônoma
Água da rede pública	-0,290 (0,097)	-0,182 (0,326)
Água autônoma	-	0,250 (0,689)

* desvio-padrão entre parênteses

Outro resultado interessante é a complementaridade entre água da rede pública e autônoma, dada a elasticidade-preço cruzada negativa. Isso sugere que essas duas fontes de abastecimento de água possuem usos diferentes nas atividades das firmas. As elasticidades dos fatores em relação ao produto reforçam ainda esta idéia: da Tabela 3.11, observa-se que a demanda por água autônoma, cuja elasticidade é calculada em 0,58, é mais sensível a aumentos de produção do que a demanda por água da rede pública. Esta observação indica que a água captada autonomamente participa de maneira mais direta na produção. Esta participação direta também pode ser uma justificativa para a menor sensibilidade preço da água autônoma. Por estar menos relacionada diretamente com o processo produtivo per se, as firmas têm maior capacidade de reduzir a utilização de água proveniente da rede pública, sendo portanto a demanda de água da rede pública mais elástica.

A Tabela 3.13 exhibe as elasticidades estimadas por setores. Estas variam consideravelmente dependendo da atividade, resultado já observado em Renzetti (1992) e que pode ser atribuído aos diferentes fins ao qual cada setor destina o uso deste insumo. A elasticidade-preço da água da rede pública é negativa para todos os setores, sendo significativamente diferente de zero para cinco setores. Ainda como verificado por Renzetti (1992), os setores com maior elasticidade são aqueles que apresentam maior proporção de despesas em água em relação ao custo total. Como na estimação agregada, a elasticidade-preço cruzada mostra complementaridade para os abastecimentos autônomo e via rede pública para todos os setores. Não se pode rejeitar a hipótese de que a demanda por água autônoma seja perfeitamente inelástica para os setores analisados.

TABELA 13
ELASTICIDADES-PREÇO DA DEMANDA DE ÁGUA PARA SETORES DE ATIVIDADE -
REYNAUD (2002)

	Água da rede pública	Água autônoma	Elasticidade-preço cruzada
Indústria extrativa	-0,374 (0,086)	0,060 (0,082)	-0,397 (0,704)
Metalurgia	-0,241 (0,300)	0,656 (1,157)	-0,695 (1,385)
Química	-0,375 (0,134)	-0,063 (0,078)	-0,130 (0,194)
Álcool	-0,095 (0,243)	0,155 (0,222)	-0,149 (0,177)
Alimentos e bebidas	-0,304 (0,027)	0,068 (0,197)	-0,158 (0,006)
Papel e celulose	-0,217 (0,343)	-0,017 (0,074)	-0,060 (0,162)
Comércio e serviços	-0,272 (0,022)	-0,046 (0,029)	0,077 (0,016)
Outros	-0,787 (0,003)	0,135 (0,060)	-0,200 (0,039)

3.3.3.3 Elasticidade-preço nos países em desenvolvimento

Como pode ser observado nesta apresentação, a literatura econométrica sobre demanda industrial de água concentra-se quase integralmente em aplicações a países industrializados. A ausência de estudos para países em desenvolvimento pode ser atribuída ao já mencionado problema da disponibilidade de dados para uma investigação adequada, particularmente crítico no caso de países com baixo nível de renda.

A primeira análise aplicada a um país em desenvolvimento pode ser atribuída a Wang e Lall (1999), cujo trabalho investiga o uso da água em indústrias chinesas. Sua metodologia mostra-se bastante distinta dos estudos até aqui apresentados, uma vez que os autores adotam uma abordagem via produtividade marginal. A partir de estimações dos parâmetros de uma função de produção translog utilizando observações para aproximadamente 1700 plantas industriais no ano de 1993, os autores calculam a produtividade marginal da água e a elasticidade-preço de sua demanda. Na função de produção incluem-se capital, trabalho, energia, água e materiais. A questão de reutilização interna da água não é tratada pelos autores.

A metodologia não é isenta de críticas, uma vez que, na derivação da expressão para a elasticidade-preço da água, Wang e Lall (1999) consideram o preço da água como sendo igual ao custo marginal. Entretanto, como os próprios autores observam, o preço da água na China está longe de corresponder ao seu custo marginal, sendo subsidiado pelo governo e bastante inferior a

este custo. Portanto, a construção da variável preço não nos parece ser satisfatória e os resultados das elasticidades-preço da água devem ser tratados com cautela.

Estas elasticidades apresentam-se bem acima das estimadas pelos trabalhos anteriores. Dos dezesseis setores analisados, nove apresentam uma demanda por água elástica (i.e., superiores a um, em valor absoluto). Este resultado também se repete na estimação da elasticidade agregada, cuja elasticidade preço é calculada em $-1,03$. A interpretação destes altos valores mostra-se difícil, uma vez que estes resultados podem ser consequência das características tecnológicas específicas do setor industrial de países em desenvolvimento ou serem apenas fruto da má qualidade da variável preço da água. Ressalte-se ainda que os estimadores para as elasticidades apresentados por Wang e Lall (1999) são funções não-lineares dos parâmetros da função tranlog, cuja distribuição assintótica não é conhecida. Portanto, nenhuma inferência pode ser feita a partir das estimações pontuais das elasticidades-preço apresentadas.

Féres e Reynaud (2003) é o único trabalho aplicado à indústria brasileira. Os autores estimam uma função translog multiproduto utilizando uma amostra de 404 estabelecimentos industriais localizados no estado de São Paulo. Assim como no trabalho anterior de Reynaud (2002), na formalização do modelo, a emissão de poluentes é incorporada à função custo das firmas como um segundo produto. Como as emissões de poluentes não foram diretamente medidas, os autores propõem uma metodologia para a construção de um índice de poluição baseado no método dos componentes principais. As elasticidades de substituição entre fatores permitem concluir que a água é um fator substituto ao capital, trabalho e energia, e complementar às matérias-primas.

Conforme se observa na Tabela 3.14, as elasticidades-preço estimadas possuem valores próximos aos calculados por Wang e Lall (1999). A semelhança entre os resultados dos dois trabalhos, em uma primeira análise, pode ser interpretada como uma evidência de que a elasticidade-preço da demanda por água em países em desenvolvimento são superiores às encontradas em países industrializados. Contudo, assim como no trabalho de Wang e Lall (1999), as altas elasticidades podem não ser uma decorrência de diferenças estruturais em relação a países desenvolvidos, mas sim resultante de um viés. De fato, as estimativas para a indústria brasileira podem estar viesadas por dois motivos. Em primeiro lugar, o preço da água reportado pelas firmas é extremamente alto. Em segundo lugar, a amostra de firmas brasileiras (bem como a amostra chinesa) concentra-se em firmas de grande e médio porte, que tendem a possuir elasticidades maiores que firmas de pequeno porte.

TABELA 3.14
ELASTICIDADES-PREÇO DA DEMANDA DE ÁGUA PARA SETORES DE ATIVIDADE -
FÉRES E REYNAUD (2002)

	Agregada	Metalurgia e siderurgia	Têxtil	Eleto-eletrônicos	Alimentícia	Química	Outras
Elasticidade	-1,08	-1,06	-1,09	-1,06	-1,18	-1,11	-1,08

Portanto, os resultados apresentados nesta subseção não permitem concluir que a elasticidade-preço da demanda industrial de países em desenvolvimento seja superior às elasticidades de países industrializados. Para uma melhor avaliação desta questão, são necessários estudos adicionais aplicados a países em desenvolvimento.

3.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

As especificidades do papel da água no setor industrial impõe uma série de dificuldades para as avaliações empíricas. Em primeiro lugar, devido às múltiplas aplicações deste fator: a água pode ser destinada a diversos fins, desde participação direta como matéria-prima nos processos produtivos como para propósitos puramente sanitários. Além disso, a participação dos custos com água e esgoto nos custos totais das firmas são bastante baixos, o que gera inferências pouco satisfatórias ao se usar formas funcionais como uma especificação translog. Por fim, vale ainda ressaltar a dificuldade de se construir séries de preços da água de boa qualidade. Todos esses fatores exigem bases de dados extremamente detalhadas e com alto nível de desagregação para se realizar uma análise empírica adequada.

Apesar da melhora qualidade nas análises mais recentes, pouco pode ser dito em termos de conclusões gerais. A questão da sensibilidade da demanda de água à fatores econômicos como o preço dos insumos ou o nível de produção está ainda em aberto. Pode-se dizer, contudo, que a grande maioria dos trabalhos estima uma demanda de água inelástica. Estas elasticidades variam expressivamente entre os diferentes setores. Pode-se ainda observar certa evidência de que os setores com maior participação de gastos com água no custo total apresentam uma maior elasticidade-preço. Do ponto de vista da complementaridade/substitutibilidade da água e os demais fatores de produção, também observa-se uma grande variabilidade de acordo com o setor de atividade.

4. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS DOMÉSTICOS

4. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS DOMÉSTICOS

4.1 INTRODUÇÃO

A estimação de funções de demanda dos usuários de recursos hídricos revela-se um componente indispensável para uma correta avaliação dos impactos ambientais e financeiros decorrentes da introdução da cobrança pelo uso da água. A introdução deste instrumento de gestão sem o prévio conhecimento da estrutura de demanda de água pode acarretar em sérios erros de avaliação, ao negligenciar as alterações nos padrões de consumo dos diferentes setores usuários. Estes, ao se defrontarem com custos maiores decorrentes da cobrança pela água, devem reduzir os volumes utilizados. A adequada identificação e quantificação destas alterações na demanda são fundamentais tanto para a correta estimação das receitas geradas pela cobrança quanto aos impactos ambientais em termos de racionalização do uso de recursos hídricos.

Este capítulo tem por objetivo apresentar e comentar os resultados da estimação da função de demanda de água para uso doméstico dos municípios paulistas. O capítulo está estruturado em seis itens, incluindo esta introdução. O item 4.2 discute a questão da escolha da especificação da função demanda, identificando as hipóteses subjacentes a esta escolha, e apresenta o modelo econométrico a ser estimado. O item 4.3 descreve a amostra usada nas estimações e a metodologia adotada na construção das variáveis que compõem a base de dados. O item 4.4 relata os valores estimados para os parâmetros da função de demanda. Em particular, são apresentadas as estimações para a elasticidade-renda e elasticidade-preço da demanda doméstica de água. Na seção 4.5 é feita uma avaliação do potencial da cobrança para uso doméstico como instrumento de conservação dos recursos hídricos. Por fim, na seção 4.6 discutem-se as questões do impacto financeiro da cobrança sobre as companhias de saneamento e a importância de se analisar a reação da demanda para se estimar corretamente o potencial de arrecadação da cobrança pelo uso da água.

4.2 ESPECIFICAÇÃO DO MODELO

Como discutido no capítulo metodológico sobre a estimação de funções de demanda doméstica²⁵, a escolha quanto à especificação da variável preço da água permite classificar os modelos empíricos em dois grupos: os modelos de preço marginal e os modelos de preço médio. Os modelos de preço marginal pressupõem que os consumidores possuem informação perfeita acerca da estrutura tarifária, reagindo assim ao preço marginal. Já os modelos de preço médio partem do pressuposto de que, devido à complexidade da estrutura tarifária e da pequena proporção que a conta de água representa na despesa total dos domicílios, consumidores domésticos desconhecem os preços marginais e faixas de consumo. De maneira geral, os consumidores observariam apenas o valor total da conta de água e o volume consumido, reagindo desta forma ao preço médio, e não ao preço marginal como prediz a teoria econômica. A função demanda deve então ser especificada em termos do preço médio da água.

²⁵ Ver capítulo 3: "Relatório de Revisão da Literatura: Estimções de Elasticidades-Preço das Funções de Demanda Agrícola, Doméstica e Industrial".

O modelo a ser estimado adota a especificação dos modelos de preço médio. Tal escolha foi determinada por aspectos teóricos e práticos. Sob o ponto de vista teórico, a opção justifica-se pelo fato de a grande maioria dos municípios possuírem um regime tarifário por blocos, com o preço marginal do metro cúbico variando de acordo com a quantidade de água consumida. Devido à complexidade da conta de água e da pequena proporção que esta representa nas despesas totais dos domicílios, é de se esperar que os consumidores desconheçam a fórmula da cobrança e reajam apenas ao preço médio do metro cúbico. Afora as considerações teóricas, a escolha do modelo de preço médio foi determinada também pelas limitações da base de dados, uma vez que nela não são encontradas informações sobre os preços marginais relativos às diferentes faixas de consumo.

Seguindo a prática da literatura empírica sobre demanda doméstica de água, o modelo estimado inclui apenas o preço da água em sua especificação. Tal fato explica-se pela água ser um bem para o qual inexistente substituto próximo, não se justificando portanto a inclusão de outros preços na especificação da função demanda²⁶.

O modelo econométrico estimado possui a seguinte especificação, para determinado município i :

$$\ln(D_AGUA_i) = \beta_0 + \beta_1 \ln(P_AGUA_i) + \beta_2 \ln(RENDA_i) + \beta_3 \ln(HIDROMT_i) + \varepsilon_i$$

onde:

D_AGUA_i : consumo médio de água no município i ;

P_AGUA_i : preço médio do metro cúbico de água no município i ;

$RENDA_i$: renda média no município i ;

$HIDROMT$: percentual de volume total de água cujo consumo é medido por hidrômetro;

β_j : coeficientes a serem estimados ($j = 0, 1, 2, 3$);

ε : resíduo da regressão.

Como todas as variáveis estão em forma logarítmica, os valores dos coeficientes β_1 , β_2 e β_3 fornecem diretamente as estimações das elasticidades. Assim, o coeficiente β_1 associado à variável P_AGUA corresponde a elasticidade-preço da demanda por água, sendo portanto interpretado como a estimativa da variação percentual da demanda de água frente a um aumento de 1% no preço da mesma. Como a demanda de água deve cair em resposta a uma elevação de seu preço, a elasticidade-preço (e logo β_1) deve ter um valor negativo. Já o coeficiente β_2 corresponde à elasticidade-renda da demanda de água, ou seja, β_2 mede a variação percentual da demanda de água decorrente do aumento da renda média dos habitantes do município em 1%. Espera-se um valor positivo para a elasticidade-renda β_2 , uma vez que municípios com maior nível de renda devem apresentar uma demanda maior devido ao padrão de consumo. Em tais municípios, por exemplo, deve haver uma maior proporção de domicílios que possuem máquinas

²⁶ Considera-se implicitamente que as elasticidades-preço cruzadas da água com outros bens sejam irrelevantes. Tal hipótese parece ser apropriada para o caso brasileiro. Já em países de clima frio, onde a maior parte da água consumida nos domicílios é aquecida, o preço da energia também pode ser incluído na função demanda. Em estimações para a região de Copenhague, Dinamarca, Hansen (1996) calcula a elasticidade da demanda de água em relação ao preço da energia de -0,22, indicando a complementaridade entre os dois bens.

de lavar ou um maior número de banheiros por domicílio, se comparado com municípios de menor renda.

A variável *HIDROMT* capta o impacto dos aparelhos de medição (hidrômetro) sobre o consumo. A presença de hidrômetros nas ligações domiciliares pode se constituir em poderoso instrumento para o uso eficiente da água. De fato, em domicílios desprovidos de hidrômetro, a conta de água baseia-se no consumo estimado. A cobrança por estimação não gera incentivos para a utilização ótima da água, uma vez que o preço marginal do consumo adicional do metro cúbico de água, neste caso, é próxima de zero. Por outro lado, ao se instalar hidrômetros nas ligações domiciliares, o fato de os consumidores pagarem por seu consumo efetivo faz com que estes paguem o preço marginal correspondente a sua faixa de consumo. Criam-se assim incentivos para o domicílio reduzir a quantidade de água consumida. Deste modo, espera-se um sinal negativo para o coeficiente β_3 .

4.3 DADOS

4.3.1 Fontes

A principal fonte de informação para a construção da base de dados é o Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto para o ano 2002. O Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto é uma publicação regular, de periodicidade anual, que apresenta informações sobre as características e a situação do abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil. As informações são abrangentes, envolvendo dados operacionais, gerenciais e financeiros das companhias de abastecimento de água e esgoto. A coleta é realizada anualmente através de questionários enviados a uma amostra de prestadores de serviço em atividade no país. Estes prestadores de serviço de abastecimento de água e esgotamento sanitário variam quanto a sua abrangência geográfica, sendo classificados como regionais (de abrangência estadual), microrregional (alguns municípios) e local (um só município). Aos serviços que atendem a mais de um município (regional e microrregional), são solicitados também dados desagregados a respeito de sua atuação em um conjunto amostral de municípios.

Dois problemas decorrem da metodologia adotada para a elaboração do Diagnóstico 2002. Em primeiro lugar, o caráter voluntário da resposta ao questionário pode provocar um viés de seleção na amostra, caso existam diferenças significativas entre os prestadores de serviços que responderam ao questionário e aqueles que não responderam. Em segundo lugar, podem existir problemas de inconsistência na desagregação das informações de prestadores de serviço de abrangência regional quando da decomposição dos dados agregados (total das empresas) para nível municipal.

Uma limitação imposta ao tamanho da amostra deriva do caráter não censitário do Diagnóstico 2002. Pelo fato dos serviços regionais apresentarem dados em nível municipal apenas para um subconjunto de municípios, do levantamento não incluir todos os prestadores de serviços locais e de nem todos os prestadores locais responderem ao questionário, não é possível estimar a função demanda para todos os municípios paulistas. De fato, o Diagnóstico 2002 apresenta informações para 197 municípios. Contudo, a amostra utilizada nas regressões pode ser considerada

representativa do universo dos municípios paulistas, uma vez que ela concentra-se em municípios de grande porte. Como mostra a Tabela 4.1, estes municípios concentram 85,7% da população urbana total do estado. Logo, as estimações obtidas podem ser consideradas como representativas dos usuários domésticos de São Paulo. A lista dos 197 municípios que compõem a amostra utilizada nas estimações está apresentada no Apêndice I.

TABELA 4.1
REPRESENTATIVIDADE DA AMOSTRA UTILIZADA PARA A ESTIMAÇÃO DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA DOS MUNICÍPIOS PAULISTAS

	Habitantes
População urbana total das cidades pertencentes à amostra	29.652.097
População urbana total do estado de São Paulo	34.592.851
Índice de cobertura da amostra	85,7%

Fonte: IBGE, Censo Demográfico 2000 e Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto

4.3.2 Variáveis utilizadas

As variáveis utilizadas na estimacão estão descritas abaixo. Todas as variáveis, excetuando-se a variável correspondente à renda, foram construídas a partir de informações coletadas no Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto e referem-se ao ano de 2002.

- ✓ Quantidade de água (D_AGUA): representa o consumo médio municipal anual. Obtida pela soma do volume de água consumido e do volume de esgoto coletado, dividido pelo número total de economias ativas de água e esgoto.

$$D_AGUA (m^3/economia/ano) = \frac{\text{vol. de água consumido} + \text{vol. de esgoto coletado}}{\text{no. economias ativas de água + esgoto}}$$

onde:

volume de água consumido: volume de água consumido por todos os usuários, compreendendo o volume micromedido e o volume estimado para as ligações desprovidas de aparelho de medição (hidrômetro);

volume de esgoto coletado: volume de esgoto lançado na rede coletora (em geral considerado como sendo de 80% a 85% do volume de água consumido na área atendida por esgotamento sanitário);

nº. economias ativas de água: quantidade de economias ativas de água que contribuíram para o faturamento no último mês de 2001;

nº. economias ativas de esgoto: quantidade de economias ativas de esgoto que contribuíram para o faturamento no último mês de 2001.

✓ Preço da água (P_AGUA): tarifa média dos serviços da água e esgoto. Calculada pela fórmula

$$P_AGUA (R\$ / m^3) = \frac{ROD \text{ água} + ROD \text{ esgoto}}{\text{volume de água faturada} + \text{volume de esgoto faturado}}$$

onde:

ROD água: receita operacional direta – água. Valor faturado anual decorrente da prestação do serviço de abastecimento de água, resultante exclusivamente da aplicação das tarifas;

ROD esgoto: receita operacional – esgoto. Valor faturado anual decorrente de prestação de serviços de esgotamento sanitário, resultante exclusivamente da aplicação de tarifas;

volume de água faturado: volume de água total debitado às economias (medidas e não medidas) para fins de faturamento;

volume de esgoto faturado: volume de esgoto lançado na rede coletora (em geral considerado como sendo de 80% a 85% do volume de água consumido na área atendida por esgotamento sanitário) debitados às economias para fins de faturamento.

✓ *HIDROMT*: percentual do volume de água micromedido em relação ao volume total de água consumido.

$$HIDROMT = \frac{\text{volume de água micromedido}}{\text{volume de água consumido}}$$

onde:

volume de água micromedido: volume anual de água apurado pelos aparelhos de medição (hidrômetros).

volume de água consumido: volume anual de água consumido por todos os usuários, compreendendo o volume micromedido, o volume estimado para ligações desprovidas de aparelho de medição (hidrômetro) e o volume de água tratada exportado.

✓ *RENDA*: Como *proxy* para a renda média dos consumidores de determinado município, foi utilizado o salário médio municipal. Este foi calculado pela razão entre o total de salários e outras remunerações dividido pela população residente no município. Fonte das informações: Cadastro Central de Empresas IBGE, 1998.

$$RENDA = \frac{\text{salários e outras remunerações}}{\text{população residente no município}}$$

✓ *INVEST*: valor anual total dos investimentos realizados. Corresponde à soma dos investimentos em abastecimento de água, em esgotamento sanitário e em outros itens, mais as despesas capitalizáveis.

✓ *DTS*: despesa total com serviços por metro cúbico faturado das companhias de abastecimento de água e esgoto. Calculado pela seguinte fórmula

$$DTS = \frac{\text{despesas totais com os serviços}}{\text{volume total faturado (água + esgoto)}}$$

onde

despesas totais com os serviços: valor anual do conjunto de despesas realizadas para a prestação dos serviços. Inclui as despesas de exploração, as despesas com juros e encargos do serviço da dívida, as despesas com depreciação, amortização e provisão para devedores duvidosos e as despesas capitalizáveis.

A Tabela 4.2 apresenta as estatísticas descritivas das variáveis utilizadas nas estimações.

TABELA 4.2
ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS VARIÁVEIS UTILIZADAS NAS ESTIMAÇÕES

Variável	Unidade	Média	Desvio-padrão	Máximo	Mínimo
D_AGUA	m ³ /economia	157,52	25,01	325,77	85
P_AGUA	R\$ / m ³	0,97	0,28	2,19	0,13
RENDA	R\$ / habitante	1.066,69	917,66	5.938,10	99,67
HIDROMT	porcentagem	98	10,80	100	0
INVEST	R\$	2.221.087	4.337.283	28.100.000	850
DTS	R\$ / m ³	1,79	1,09	7,12	0,09

Dois pontos merecem ser destacados na Tabela 4.2. Em primeiro lugar, o volume de água consumido nos municípios pertencentes à amostra é quase que totalmente micromedido. Isto significa que nestes municípios há pouco espaço para a redução do consumo de água devido à instalação de novos hidrômetros. Além disso, vale observar que a média da tarifa da água nos municípios encontra-se bem abaixo da despesa total dos serviços por metro cúbico.

4.4 ESTIMAÇÕES PRELIMINARES

Devido à utilização do preço médio como variável explicativa, a quantidade de água aparece nos dois lados da equação, gerando assim o problema de endogeneidade da variável preço²⁷. Para lidar com este problema, recorre-se aqui à estimação por variáveis instrumentais. O modelo foi estimado pelo método de mínimos quadrados em dois estágios, sendo utilizado como instrumento o total anual de investimentos do prestador de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário (*INVEST*) e a despesa total com serviços por metro cúbico (*DTS*).

²⁷ Para uma discussão da implicação dos problemas da endogeneidade para a estimação do modelo, ver Produto 2: "Relatório de Revisão da Literatura: Estimações de Elasticidades-Preço das Funções de Demanda Agrícola, Doméstica e Industrial".

A estimação foi feita utilizando-se o *software* Stata. O resultado do programa é apresentado no Apêndice II. A Tabela 4.3 resume os resultados relativos aos coeficientes estimados.

TABELA 4.3
RESULTADOS DA ESTIMAÇÃO DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA

Coeficiente	β_1 (elasticidade-preço)	β_2 (elasticidade-renda)	β_3
Valor	- 0,341 (-8,18)	0,148 (11,05)	- 0,002 (-0,07)

Nota: estatística-t entre parênteses

O primeiro ponto a se observar diz respeito a elasticidade-preço da demanda de água. A elasticidade, significativa ao nível de 1%, é estimada em - 0,341, indicando que **um aumento de 1% na tarifa média da água resulta numa diminuição de 0,34% da demanda total**. Ou seja, para cada 3% de aumento da tarifa da água, a demanda total dos consumidores será reduzida em aproximadamente 1%. Este valor sugere que políticas tarifárias podem ser um instrumento eficaz para se promover a redução do consumo de água doméstico. Em particular, a introdução da cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas paulistas pode ser um meio eficaz para se alterar o padrão de consumo dos usuários domésticos e promover o uso eficiente da água.

Vale ainda observar que a estimação aqui apresentada encontra-se de acordo com os resultados encontrados na literatura empírica sobre demanda doméstica de água. A elasticidade-preço de - 0,341 situa-se na faixa intermediária das estimativas obtidas para outros países, que variam no intervalo entre -0,10 a -0,86²⁸.

A elasticidade-renda é positiva e estatisticamente significativa, sendo estimada em 0,148. Assim, um aumento de 1% da renda municipal (expressa aqui pelo salário médio) implica em um aumento de aproximadamente 0,15% no consumo de água. Como discutido na Seção 2, esta relação positiva era esperada e pode ser explicada pela diferença do padrão de consumo entre municípios com diferentes níveis de renda.

Já o coeficiente para o índice de hidrometração β_3 possui o sinal negativo esperado. Contudo, o baixo valor da estatística-t indica que este valor não é significativamente diferente de zero. A ausência de significância de β_3 sugere que o efeito de um aumento de 1% no percentual de volume micromedido sobre a demanda de água é praticamente nulo. Isto implica que uma política de aumento do volume de água micromedido, com a instalação de hidrômetros em um maior número de economias, será ineficaz no objetivo de se gerar incentivos à redução do consumo de água.

Em vista dos resultados apresentados, aumentos na tarifa da água parecem ser instrumentos mais adequados que um aumento do volume de água micromedido (i.e., instalação de

²⁸ Ver o Apêndice 3, que reproduz a tabela com as estimações das elasticidades-preço dos principais estudos sobre demanda doméstica de água, anteriormente apresentada no Produto 2: "Relatório de Revisão da Literatura: Estimções de Elasticidades-Preço das Funções de Demanda Agrícola, Doméstica e Industrial".

hidrômetros) para se promover o uso racional da água, uma vez que a demanda praticamente não reage ao aumento do volume de água micromedido.

4.4.1 Estimações por subamostras

A amostra utilizada na estimação da demanda de água se caracteriza por um alto grau de heterogeneidade. Os municípios analisados variam significativamente em relação ao nível de renda, ao porte e a diversas outras características. Caso esta heterogeneidade tenha influência sobre a estrutura de demanda de água, a estimação baseada na amostra completa realizada acima será incapaz de distinguir importantes variações nas elasticidades de municípios com características distintas.

Para se analisar se a estrutura da demanda de água difere entre municípios com níveis de renda distintos, a amostra foi subdividida em dois grupos: os municípios com nível de renda acima da média da amostra (71 municípios) e aqueles com nível de renda inferior à média da amostra (117 municípios). A equação de demanda foi reestimada para cada um destes subgrupos. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.4²⁹.

TABELA 4.4
RESULTADOS DA ESTIMAÇÃO DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA PARA MUNICÍPIOS
COM RENDA SUPERIOR E INFERIOR À MÉDIA DA AMOSTRA

Subgrupo 1: Municípios com nível de renda superior à média da amostra			
Coefficiente	β_1 (elasticidade-preço)	β_2 (elasticidade-renda)	β_3
Valor	-0,325 (-5,64)	0,197 (4,05)	-0,504 (-1,44)
Subgrupo 2: Municípios com nível de renda inferior à média da amostra			
Coefficiente	β_1 (elasticidade-preço)	β_2 (elasticidade-renda)	β_3
Valor	-0,352 (-5,19)	0,107 (4,23)	0,014 (0,33)

Nota: estatística-t entre parênteses

O primeiro ponto a ser observado é que as elasticidades-preço em relação aos dois subgrupos apresentam uma diferença pequena. Isto quer dizer que ambos os grupos reagirão de maneira semelhante a aumentos na tarifa da água. O valor ligeiramente superior (em valor absoluto) da elasticidade-preço da demanda do grupo de municípios de baixa renda em relação aos municípios mais ricos pode ser explicado pelo maior peso que a despesa que a conta de água representa no orçamento das famílias de municípios de baixa renda. Já a elasticidade-renda dos municípios de renda superior à média (0,197) é praticamente o dobro da observada nos municípios de baixa renda (0,107). A estimação sugere que um aumento de 1% no nível de renda nos municípios com renda superior a média acarretará um aumento de demanda de água de 0,2%, enquanto no grupo de renda inferior este aumento será de 0,1%. Já os valores para β_3 não possuem significância

²⁹ Para os resultados completos das regressões das Tabelas 4 e 5, ver Apêndice II.

estatística em ambos os subgrupos, não se podendo rejeitar a hipótese de que $\beta_3 = 0$ nos dois casos.

Também foi estimada a equação de demanda restringindo-se a amostra aos municípios localizados nas UGRHIs consideradas como industrializadas, a saber: Paraíba do Sul (UGRHI 2), Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI 5), Alto Tietê (URGHI 6), Baixada Santista (UGRHI 7) e Sorocaba/Médio Tietê (UGRHI 10). Estas UGRHIs foram selecionadas por concentrarem a maior parte da população total de São Paulo³⁰, sendo portanto particularmente importantes para a análise da demanda de água para fins domésticos. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.5. Pode-se observar que os resultados variam muito pouco em relação à estimação para a amostra completa.

TABELA 4.5
RESULTADOS DA ESTIMAÇÃO DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA PARA OS
MUNICÍPIOS DA AMOSTRA SITUADOS NAS UGRHIS INDUSTRIALIZADAS

Coefficiente	β_1 (elasticidade-preço)	β_2 (elasticidade-renda)	β_3
Valor	-0,333 (-4,62)	0,164 (7,58)	-0,28 (-0,60)

Nota: estatística-t entre parênteses

Em vista destas análises, pode-se dizer que em geral que a estrutura da demanda de água parece se assemelhar entre os municípios paulistas, estando a elasticidade-preço da demanda de água sujeita a poucas variações.

4.5 SIMULAÇÃO: POTENCIAL DA COBRANÇA PARA USO DOMÉSTICO COMO INSTRUMENTO DE CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Para se avaliar o potencial da cobrança pelo uso da água no setor doméstico como mecanismo de indução ao uso racional dos recursos hídricos, procurou-se responder a seguinte questão: qual seria a economia de água obtida, caso as companhias de abastecimento repassassem o aumento do custo da água decorrente da cobrança pelo uso para suas tarifas³¹? Para tanto, foi calculada a economia em água decorrente de diferentes aumentos da tarifa média nas 22 UGRHIs do estado de São Paulo. Para esta simulação, foram utilizadas as vazões de captação para uso doméstico publicadas no PERH 2000/2003. Considerou-se que a demanda doméstica reagirá conforme a elasticidade-preço: para cada 1% no aumento do preço da água, a demanda doméstica se reduzirá em 0,34%.

³⁰ Segundo dados do Censo Demográfico 2002 do IBGE, os municípios localizados nestas UGRHIs possuem uma população de 26.817.555 de habitantes, de um total de 37.032.403 habitantes para o estado de São Paulo.

³¹ Caso as companhias de saneamento não repassem o custo da cobrança pelo uso da água para suas tarifas, o impacto da cobrança em termos de racionalização de uso será inexpressivo, uma vez que a demanda final dos usuários não se modificará. E sem alteração da demanda dos consumidores, as companhias devem continuar a fornecer aos seus clientes os mesmos volumes de água, não havendo ganhos ambientais com a implementação da cobrança. Portanto, os reajustes são uma condição necessária para uma efetiva economia de água, e a questão pertinente para se avaliar os ganhos ambientais da cobrança deve ser formulada em termos da reação da demanda final dos usuários frente a reajustes tarifários.

A Tabela 4.6 exibe os resultados da simulação caso a introdução da cobrança resultasse em um aumento de 1% na tarifa de água. Observa-se que, com o aumento de 1% no preço da água, a demanda de água cai de 3.503.334.240 m³/ano para 3.491.387.870 m³/ano. Ou seja, há uma economia de 11.946.370 m³/ano em água. Como era de se esperar, as maiores reduções ocorrem nas UGRHIs de maior densidade populacional, a saber: Alto Tietê, Piracicaba/Capivari/Jundiaí e Baixada Santista.

TABELA 4.6
ECONOMIA EM ÁGUA DECORRENTE DE UM AUMENTO DE 1% NO PREÇO DA ÁGUA

	UGRHI	Captação original	Captação original	Captação simulada	Economia em água
		m ³ / s	m ³ / ano	m ³ / ano	m ³ / ano
1	Mantiqueira	0,38	11.983.680	11.942.816	40.864
2	Paraíba do Sul	3,35	105.645.600	105.285.349	360.251
3	Litoral Norte	2,49	78.524.640	78.256.871	267.769
4	Pardo	0,97	30.589.920	30.485.608	104.312
5	Piracicaba/Capivari/Jundiaí	14,68	462.948.480	461.369.826	1.578.654
6	Alto Tietê	61,11	1.927.164.960	1.920.593.327	6.571.633
7	Baixada Santista	9,18	289.500.480	288.513.283	987.197
8	Sapucaí/Grande	1,27	40.050.720	39.914.147	136.573
9	Mogi-Guaçu	4,28	134.974.080	134.513.818	460.262
10	Tietê/Sorocaba	2,57	81.047.520	80.771.148	276.372
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul	1,01	31.851.360	31.742.747	108.613
12	Baixo Pardo Grande	0,65	20.498.400	20.428.500	69.900
13	Tietê/Jacaré	1,99	62.756.640	62.542.640	214.000
14	Alto Paranapanema	1,51	47.619.360	47.456.978	162.382
15	Turvo/Grande	0,8	25.228.800	25.142.770	86.030
16	Tietê/Batalha	0,25	7.884.000	7.857.116	26.884
17	Médio Paranapanema	1,03	32.482.080	32.371.316	110.764
18	São José dos Dourados	0,19	5.991.840	5.971.408	20.432
19	Baixo Tietê	1,43	45.096.480	44.942.701	153.779
20	Aguapeí	0,3	9.460.800	9.428.539	32.261
21	Peixe	0,82	25.859.520	25.771.339	88.181
22	Pontal do Paranapanema	0,83	26.174.880	26.085.624	89.256
TOTAL		-	3.503.334.240	3.491.387.870	11.946.370

A Tabela 4.7 mostra que caso a cobrança representasse um aumento de 3% no preço da água, a demanda para abastecimento doméstico se reduziria de 3.503.334.240 m³/ano para 3.467.495.131 m³/ano, gerando uma economia de 35.839.109 m³/ano (aproximadamente 1% da captação original). A Tabela 4.7 ilustra portanto a afirmação feita anteriormente de que um aumento de 3% no preço da água corresponde a uma queda de aproximadamente 1% na demanda.

TABELA 4.7
ECONOMIA EM ÁGUA DECORRENTE DE UM AUMENTO DE 3% NO PREÇO DA ÁGUA

	UGRHI	Captação original	Captação original	Captação simulada	Economia em água
		m ³ / s	m ³ / ano	m ³ / ano	m ³ / ano
1	Mantiqueira	0,38	11.983.680	11.681.087	122.593
2	Paraíba do Sul	3,35	105.645.600	104.564.846	1.080.754
3	Litoral Norte	2,49	78.524.640	77.721.333	803.307
4	Pardo	0,97	30.589.920	30.276.985	312.935
5	Piracicaba/Capivari/Jundiaí	14,68	462.948.480	458.212.517	4.735.963
6	Alto Tietê	61,11	1.927.164.960	1.907.450.062	19.714.898
7	Baixada Santista	9,18	289.500.480	286.538.890	2.961.590
8	Sapucaí/Grande	1,27	40.050.720	39.641.001	409.719
9	Mogi-Guaçu	4,28	134.974.080	133.593.295	1.380.785
10	Tietê/Sorocaba	2,57	81.047.520	80.218.404	829.116
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul	1,01	31.851.360	31.525.521	325.839
12	Baixo Pardo Grande	0,65	20.498.400	20.288.701	209.699
13	Tietê/Jacaré	1,99	62.756.640	62.114.640	642.000
14	Alto Paranapanema	1,51	47.619.360	47.132.214	487.146
15	Turvo/Grande	0,8	25.228.800	24.970.709	258.091
16	Tietê/Batalha	0,25	7.884.000	7.803.347	80.653
17	Médio Paranapanema	1,03	32.482.080	31.149.788	332.292
18	São José dos Dourados	0,19	5.991.840	5.930.543	61.297
19	Baixo Tietê	1,43	45.096.480	44.635.143	461.337
20	Aguapeí	0,3	9.460.800	9.364.016	96.784
21	Peixe	0,82	25.859.520	25.594.977	264.543
22	Pontal do Paranapanema	0,83	26.174.880	25.907.111	267.769
TOTAL		-	3.503.334.240	3.467.495.131	35.839.109

Por fim, a Tabela 4.8 ilustra o impacto ambiental caso a cobrança implique um reajuste tarifário de 5% aos usuários finais.

TABELA 4.8
ECONOMIA EM ÁGUA DECORRENTE DE UM AUMENTO DE 5% NO PREÇO DA ÁGUA

	UGRHI	Captação original	Captação original	Captação simulada	Economia em água
		m ³ / s	m ³ / ano	m ³ / ano	m ³ / ano
1	Mantiqueira	0,38	11.983.680	11.779.358	204.322
2	Paraíba do Sul	3,35	105.645.600	103.844.343	1.801.257
3	Litoral Norte	2,49	78.524.640	77.185.795	1.338.845
4	Pardo	0,97	30.589.920	30.068.362	521.558
5	Piracicaba/Capivari/Jundiaí	14,68	462.948.480	455.055.208	7.893.272
6	Alto Tietê	61,11	1.927.164.960	1.894.306.797	32.858.163
7	Baixada Santista	9,18	289.500.480	284.564.497	4.935.983
8	Sapucaí/Grande	1,27	40.050.720	39.367.855	682.865
9	Mogi-Guaçu	4,28	134.974.080	132.672.772	2.301.308
10	Tietê/Sorocaba	2,57	81.047.520	79.665.660	1.381.860
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul	1,01	31.851.360	31.308.294	543.066
12	Baixo Pardo Grande	0,65	20.498.400	20.148.902	349.498
13	Tietê/Jacaré	1,99	62.756.640	61.686.639	1.070.001
14	Alto Paranapanema	1,51	47.619.360	46.807.450	811.910
15	Turvo/Grande	0,8	25.228.800	24.798.649	430.151
16	Tietê/Batalha	0,25	7.884.000	7.749.578	134.422
17	Médio Paranapanema	1,03	32.482.080	31.928.261	553.819
18	São José dos Dourados	0,19	5.991.840	5.889.679	102.161
19	Baixo Tietê	1,43	45.096.480	44.327.585	768.895
20	Aguapeí	0,3	9.460.800	9.299.493	161.307
21	Peixe	0,82	25.859.520	25.418.615	440.905
22	Pontal do Paranapanema	0,83	26.174.880	25.728.598	446.282
TOTAL		-	3.503.334.240	3.443.602.391	59.731.849

4.6 EXEMPLO ILUSTRATIVO: APLICAÇÃO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL À DEMANDA DO SETOR SANEAMENTO

A fim de se ilustrar o potencial impacto da cobrança pelo uso da água sobre as companhias de saneamento no estado de São Paulo, faz-se aqui uma estimativa a partir da aplicação da fórmula de cobrança em vigor na bacia do rio Paraíba do Sul.

A cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul é a primeira experiência com este instrumento de gestão em rios de domínio federal. Em vigor desde março de 2003, a cobrança aplica-se atualmente ao setor saneamento, à indústria, à agropecuária, à mineração, à piscicultura e às pequenas centrais hidrelétricas.

Foram definidos três fatos geradores para a cobrança pelo uso: captação, consumo³² e diluição de efluentes (i.e., lançamento de esgotos). Para as indústrias e o setor saneamento, foram estipulados os valores de R\$0,008 por metro cúbico captado e de R\$0,02 por metro cúbico consumido. Já para o lançamento de efluentes o valor depende do percentual de efluente tratado e da tecnologia de tratamento adotada, podendo alcançar o máximo de R\$0,02 por metro cúbico de efluentes lançado ao rio sem qualquer tipo de tratamento.

O exercício aqui realizado consiste em se aplicar a fórmula de cobrança do Paraíba do Sul às companhias de saneamento de São Paulo, de modo a se avaliar o impacto desta cobrança em termos do custo operacional das empresas e do potencial de arrecadação. Para tal, utiliza-se novamente os dados do Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto para o ano 2002.

Como nesta base não há informações sobre o tipo de tratamento adotado e percentual de efluentes tratados pelas companhias de saneamento, considera-se que as empresas não fazem nenhum tratamento de efluentes e aplica-se o valor máximo da cobrança. Este equivale a R\$0,028/m³ (R\$0,008 pela captação + R\$0,02 pelo consumo e/ou descarte sem qualquer tipo de tratamento). Portanto, **os números aqui apresentados possuem sobretudo caráter ilustrativo, e devem ser interpretados como um teto máximo para o impacto sobre o custo das empresas e a arrecadação potencial da cobrança.** Estes na prática devem ser significativamente menores, a depender do percentual de tratamento realizado pelas companhias.

Com esta ressalva em mente, a Tabela 4.9 apresenta uma estimativa do impacto máximo da cobrança sobre os custos operacionais das companhias de saneamento com dados disponíveis no Diagnóstico 2002. Primeiramente, obtém-se o valor da cobrança pelo uso para cada companhia multiplicando-se o volume de água produzido por R\$0,028. Em seguida, divide-se o valor da cobrança pelo total das despesas com exploração³³, obtendo-se o percentual da cobrança em termos de custo na coluna final da Tabela 4.9.

Observa-se que a aplicação do valor máximo, na grande maioria das companhias, representaria um acréscimo entre 2% e 6% do custo de exploração³⁴. Pela sua importância em termos de escala de produção, vale realçar que o acréscimo calculado para a SABESP foi de 3,7%.

Vale observar que caso este acréscimo de custo fosse repassado às faturas dos consumidores finais, estes reagiriam reduzindo suas demandas conforme os valores calculados para as elasticidades, vistos anteriormente. Esta redução teria impacto sobre o volume de água produzido e, conseqüentemente, geraria reduções no custo de exploração e no valor total estimado para a cobrança. A Tabela 4.9 não leva em conta o impacto desta redução da demanda. Optou-se por considerar a demanda constante (i.e., inelástica) devido ao fato de não se saber de que forma o custo varia com a quantidade de água produzida. Como pode haver ganhos de escala no setor saneamento, as despesas de exploração poderiam reagir de forma não proporcional aos volumes

³² O consumo é definido como o volume de água captado e não restituído aos corpos hídricos após seu uso.

³³ Despesas realizadas para a exploração dos serviços, compreendendo despesas com pessoal, produtos químicos, energia elétrica, serviços de terceiros e outras despesas de exploração.

³⁴ Convém observar que alguns números muito elevados podem ser decorrentes de valores incorretamente registrados, uma vez que os dados fornecidos pelas empresas não são auditados.

de água produzidos³⁵. Portanto, apresenta-se aqui o impacto sobre os custos sem se considerar a reação da demanda.

TABELA 4.9
IMPACTO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL SOBRE O CUSTO DAS COMPANHIAS DE SANEAMENTO DE SÃO PAULO (SEM REDUÇÃO DE DEMANDA)

(continua)

Prestador de serviço	Volume de água produzido	Valor da cobrança	Despesas de exploração (DEX)	Impacto da cobrança sobre a DEX
	m3/ano	R\$/ano	R\$/ano	
DAE - Americana	26.552.000	743.456	16.663.568	4,5%
DAEA - Araçatuba	22.917.000	641.676	22.029.027	2,9%
DAAE - Araraquara	24.208.000	677.824	16.153.604	4,2%
SAAEB - Barretos	10.997.000	307.916	5.828.427	5,3%
DAE - Bauru	36.805.000	1.030.540	25.571.162	4,0%
SAEB - Birigui	12.829.000	359.212	4.977.048	7,2%
SANASA - Campinas	103.057.000	2.885.596	129.386.229	2,2%
SMSB - Catanduva	16.158.000	452.424	4.123.824	11,0%
DAE - Cosmópolis	5.581.000	156.268	2.049.811	7,6%
EMDAEP - Dracena	4.053.000	113.484	1.848.183	6,1%
DAE - Engenheiro Coelho	640.000	17.920	248.428	7,2%
SAAEG - Guaratinguetá	14.042.000	393.176	7.127.398	5,5%
SAAE - Guarulhos	7.699.000	215.572	108.749.148	0,2%
SAAE - Indaiatuba	18.521.000	518.588	11.753.610	4,4%
SAAE - Itu	17.301.000	484.428	8.096.364	6,0%
SAAE - Jacareí	18.174.000	508.872	15.609.506	3,3%
DAE - Jundiaí	41.699.000	1.167.572	35.472.085	3,3%
SAECIL - Leme	6.400.000	179.200	4.349.442	4,1%
ADL - Limeira	21.321.000	596.988	12.217.343	4,9%
CODEN - Nova Odessa	5.301.000	148.428	3.568.595	4,2%
CIAGUA - Mairinque	3.260.000	91.280	2.366.888	3,9%

³⁵ Para uma correta avaliação da reação dos custos das empresas frente a mudanças da demanda há a necessidade de uma extensa análise econométrica da estrutura de custos, que foge ao escopo deste trabalho.

TABELA 4.9
IMPACTO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO
PARAÍBA DO SUL SOBRE O CUSTO DAS COMPANHIAS DE SANEAMENTO DE SÃO PAULO
(SEM REDUÇÃO DE DEMANDA)

(continuação e fim)

Prestador de serviço	Volume de água produzido	Valor da cobrança	Despesas de exploração (DEX)	Impacto da cobrança sobre a DEX
	m3/ano	R\$/ano	R\$/ano	
DAEM - Marília	24.326.000	681.128	16.688.778	4,1%
SEMAE - Moji das Cruzes	15.070.000	421.960	21.673.084	1,9%
SAMAE - Mogi Guaçu	19.969.000	559.132	5.700.720	9,8%
SAAE - Moji-Mirim	10.122.000	283.416	6.774.224	4,2%
SAE - Ourinhos	12.955.000	362.740	4.990.215	7,3%
PM - Ouro Verde	662.000	18.536	135.406	13,7%
DAE - Paulicéia	390.000	10.920	129.077	8,5%
DAE - Pedreira	3.903.000	109.284	1.950.927	5,6%
SEMAE - Piracicaba	44.394.000	1.243.032	29.493.632	4,2%
SAEP - Pirassununga	7.817.000	218.876	4.388.612	5,0%
DAERP - Ribeirão Preto	109.926.000	3.077.928	70.914.029	4,3%
DAAE - Rio Claro	22.963.000	642.964	14.154.570	4,5%
SAE - Salto	10.074.000	282.072	1.203.045	23,4%
DAE - Santa Bárbara d'Oeste	14.502.000	406.056	14.039.631	2,9%
SEMASA - Santo André	2.296.000	64.288	74.276.678	0,1%
DAE - São Bernardo do Campo	1.970.000	55.160	63.933.799	0,1%
PM - São João do Pau d'Alho	230.000	6.440	83.455	7,7%
SEMAE - São José do Rio Preto	54.823.000	1.535.044	17.643.864	8,7%
SABESP	2.588.859.000	72.488.052	1.939.439.018	3,7%
SAAE - Sorocaba	61.590.000	1.724.520	41.271.991	4,2%
PM - Tupi Paulista	1.099.000	30.772	554.666	5,5%
DAEV - Valinhos	8.194.000	229.432	7.380.785	3,1%
SAE - Vinhedo	5.876.000	164.528	5.233.033	3,1%

Por outro lado, pode-se verificar de que modo o potencial de geração da receita varia com a redução da demanda decorrente do repasse da cobrança. A Tabela 4.10 compara os valores arrecadados no caso em que não se leva em conta a redução da demanda (as colunas da tabela com cabeçalho “*arrecadação sem ajuste da demanda*”) com os valores corrigidos pela reação dos usuários frente ao aumento de preços (colunas com cabeçalho “*arrecadação com redução da demanda*”). Para o cálculo das últimas duas colunas, considera-se que o impacto da cobrança sobre o custo das empresas, conforme calculado na última coluna da Tabela 4.9, é repassado integralmente para as tarifas. Frente a estes reajustes tarifários, os consumidores reagirão conforme a elasticidade-preço da demanda estimada previamente (i.e., a cada 1% de aumento da tarifa, a demanda diminui de 0,34%).

Como pode ser observado, caso não se leve em conta a reação da demanda, a arrecadação esperada da cobrança pelo uso da água estaria sobrestimada. Assim, no caso da SABESP, a cobrança considerando-se a demanda constante geraria recursos da ordem de R\$ 72.488.052/ano. Contudo, a redução da demanda por parte dos consumidores frente as novas tarifas reduziria a os volumes de água produzidos, gerando uma receita de R\$ 69.778.754/ano. Ou seja, o potencial de geração de receita estaria sobrestimado em 3,8%. Este exemplo ilustra a importância de se analisar a reação da demanda dos usuários nas avaliações do potencial de geração de receita da cobrança.

TABELA 4.10
IMPACTO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA DA BACIA DO RIO
PARAÍBA DO SUL SOBRE AS COMPANHIAS DE SANEAMENTO PAULISTAS:
ARRECADAÇÃO SEM REDUÇÃO DA DEMANDA X ARRECADAÇÃO COM REDUÇÃO DA
DEMANDA

Prestador de serviço	Arrecadação sem ajuste da demanda		Arrecadação com redução da demanda	
	Volume de água produzido	Valor da cobrança	Volume de água produzido pós-repasse	Valor da cobrança pós-repasse
	m3/ano	R\$/ano	m3/ano	R\$/ano
DAE - Americana	26.552.000	743.456	25.367.365	710.286
DAEA - Araçatuba	22.917.000	641.676	22.249.459	622.985
DAAE - Araraquara	24.208.000	677.824	23.192.204	649.382
SAAEB - Barretos	10.997.000	307.916	10.416.028	291.649
DAE - Bauru	36.805.000	1.030.540	35.321.727	989.008
SAEB - Birigui	12.829.000	359.212	11.903.084	333.286
SANASA - Campinas	103.057.000	2.885.596	100.758.603	2.821.241
SMSB - Catanduva	16.158.000	452.424	14.385.309	402.789
DAE - Cosmópolis	5.581.000	156.268	5.155.531	144.355
EMDAEP - Dracena	4.053.000	113.484	3.804.134	106.516
DAE - Engenheiro Coelho	640.000	17.920	593.835	16.627
SAAEG - Guaratinguetá	14.042.000	393.176	13.267.387	371.487
SAAE - Guarulhos	7.699.000	215.572	7.683.738	215.145
SAAE - Indaiatuba	18.521.000	518.588	17.703.824	495.707
SAAE - Itu	17.301.000	484.428	16.265.833	455.443
SAAE - Jacareí	18.174.000	508.872	17.581.525	492.283
DAE - Jundiá	41.699.000	1.167.572	40.326.468	1.129.141
SAECIL - Leme	6.400.000	179.200	6.136.316	171.817
ADL - Limeira	21.321.000	596.988	20.279.171	567.817
CIAGUA - Mairinque	3.260.000	91.280	3.134.277	87.760
DAEM - Marília	24.326.000	681.128	23.333.170	653.329
SEMAE - Moji das Cruzes	15.070.000	421.960	14.776.597	413.745
SAMAE - Mogi Guaçu	19.969.000	559.132	18.010.422	504.292

(continua)

TABELA 4.10
IMPACTO DO VALOR MÁXIMO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA DA BACIA DO RIO
PARAÍBA DO SUL SOBRE AS COMPANHIAS DE SANEAMENTO PAULISTAS:
ARRECAÇÃO SEM REDUÇÃO DA DEMANDA X ARRECAÇÃO COM REDUÇÃO DA
DEMANDA

(continuação e fim)

Prestador de serviço	Arrecadação sem ajuste da demanda		Arrecadação com redução da demanda	
	Volume de água produzido	Valor da cobrança	Volume de água produzido pós-repasse	Valor da cobrança pós-repasse
	m3/ano	R\$/ano	m3/ano	R\$/ano
SAAE - Moji-Mirim	10.122.000	283.416	9.698.522	271.559
CODEN - Nova Odessa	5.301.000	148.428	5.080.516	142.254
SAE - Ourinhos	12.955.000	362.740	12.013.298	336.372
PM – Ouro Verde	662.000	18.536	571.377	15.999
DAE - Paulicéia	390.000	10.920	357.006	9.996
DAE - Pedreira	3.903.000	109.284	3.684.368	103.162
SEMAE - Piracicaba	44.394.000	1.243.032	42.522.980	1.190.643
SAEP - Pirassununga	7.817.000	218.876	7.427.138	207.960
DAERP - Ribeirão Preto	109.926.000	3.077.928	105.154.810	2.944.335
DAAE - Rio Claro	22.963.000	642.964	21.919.918	613.758
SAE - Salto	10.074.000	282.072	7.711.999	215.936
DAE - Santa Bárbara d'Oeste	14.502.000	406.056	14.082.571	394.312
SEMASA - Santo André	2.296.000	64.288	2.294.013	64.232
DAE – São Bernardo do Campo	1.970.000	55.160	1.968.300	55.112
PM - São João do Pau d'Alho	230.000	6.440	212.252	5.943
SEMAE - São José do Rio Preto	54.823.000	1.535.044	50.053.313	1.401.493
SABESP	2.588.859.000	72.488.052	2.492.098.368	69.778.754
SAAE - Sorocaba	61.590.000	1.724.520	59.016.507	1.652.462
PM - Tupi Paulista	1.099.000	30.772	1.038.029	29.065
DAEV - Valinhos	8.194.000	229.432	7.939.289	222.300
SAE - Vinhedo	5.876.000	164.528	5.691.257	159.355

5. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS INDUSTRIAIS

5. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS INDUSTRIAIS

5.1 INTRODUÇÃO

A estimação de funções de demanda dos usuários de recursos hídricos revela-se um componente indispensável para uma correta avaliação dos impactos ambientais e financeiros decorrentes da introdução da cobrança pelo uso da água. A introdução deste instrumento de gestão sem o prévio conhecimento da estrutura de demanda de água pode acarretar em sérios erros de avaliação, ao negligenciar as alterações nos padrões de consumo dos diferentes setores usuários. Estes, ao se defrontarem com custos maiores decorrentes da cobrança pela água, devem reduzir os volumes utilizados. A adequada identificação e quantificação destas alterações na demanda são fundamentais tanto para a correta estimação das receitas geradas pela cobrança quanto aos impactos ambientais em termos de racionalização do uso de recursos hídricos.

Este capítulo tem por objetivo apresentar os resultados preliminares da estimação da função de demanda de água para uso industrial e avaliar os potenciais impactos da cobrança sobre estes usuários. O capítulo está estruturado em itens. Item 5.2 apresenta um estudo de caso sobre a implementação da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul. Através da análise desta experiência procura-se avaliar a receptividade dos usuários industriais aos princípios da política de recursos hídricos e aos instrumentos de gestão introduzidos pela Lei nº 9433. O item 5.3 apresenta as estimativas da demanda industrial de água e as simulações do impacto de aumentos do preço da água sobre esta demanda e sobre o custo dos estabelecimentos industriais.

5.2 ESTUDO DE CASO: A COBRANÇA PELO USO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

A cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul é a primeira experiência de implementação deste novo instrumento de gestão. Iniciada em março de 2003, a cobrança aplica-se atualmente à indústria, ao saneamento básico, à agropecuária, à mineração e à piscicultura.

Os princípios gerais que nortearam as discussões sobre a fórmula de cobrança podem ser resumidos em quatro pontos.

Simplicidade: o critério da simplicidade da fórmula de cobrança, tanto em termos operacionais como conceituais, prevaleceu ao longo de todo o debate. Procurou-se definir mecanismos de cobrança baseados em parâmetros facilmente mensuráveis. Tal critério foi adotado para familiarizar os usuários com este novo instrumento e para avaliar as reações dos mesmos.

Aceitabilidade: a aceitação por parte dos usuários da bacia é um requisito fundamental para a legitimação da cobrança. O caráter participativo do CEIVAP permitiu a intervenção dos usuários no debate sobre a metodologia da cobrança, facilitando assim a aceitação da cobrança pelas partes interessadas.

Sinalização: a cobrança pelo uso da água deve sinalizar o valor econômico da água e incentivar ao uso racional da mesma, tanto em termos de qualidade quanto de quantidade.

Minimização de impactos econômicos: a sinalização do valor de escassez da água, no entanto, não deve ser tão forte a ponto de comprometer a aceitação da tarifa. Desta forma, os critérios de preço da cobrança foram definidos de modo a minimizar os impactos econômicos sobre os custos dos usuários, sendo adotados baixos valores para a cobrança.

A metodologia de cálculo da cobrança foi definida pelo Comitê para a Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), e baseia-se nos princípios do usuário-pagador e do poluidor-pagador. Foram definidos três fatos geradores para a cobrança pelo uso: captação, consumo e diluição de efluentes. Abaixo, a fórmula é apresentada de modo a identificar a parte relativa a cada tipo de uso:

$$VT = \underbrace{Q_A \times K_0 \times PPU}_{\text{CAPTAÇÃO}} + \underbrace{Q_A \times K_1 \times PPU}_{\text{CONSUMO}} + \underbrace{Q_A \times (1 - K_1)(1 - K_2 K_3) PPU}_{\text{DILUIÇÃO DE EFLUENTES (DBO)}}$$

onde

VT = valor total da cobrança pelo uso da água

Q_A = vazão captada, de acordo com o volume outorgado

K_0 = coeficiente de captação, definido pelo CEIVAP ($K_0 < 1$)

K_1 = coeficiente de consumo (i.e., proporção da água captada que não é retornada aos corpos hídricos), que varia de acordo com o setor de atividade

K_2 = percentual de efluente tratados

K_3 = nível de eficiência na redução de DBO, que varia de acordo com os equipamentos de controle de poluição adotados pelo usuário

PPU = preço público unitário (R\$/m³), definido pelo CEIVAP

O início da cobrança foi precedido por uma campanha de cadastramento dos usuários da bacia, na qual foram concedidas outorgas de acordo com os volumes de uso declarados pelos usuários. A quantidade Q_A para o cálculo da cobrança baseou-se no volume de captação outorgado. Os valores estipulados para a cobrança foram relativamente baixos, de modo a facilitar a aceitação da mesma por parte dos usuários. Deste modo, dentre os critérios elencados acima, prevaleceram os princípios da aceitabilidade e minimização de custos sobre o da sinalização da escassez de água na bacia. Para a indústria e o saneamento, foram estabelecidos $K_0 = 0,4$ e $PPU = R\$ 0,02/m^3$. Analisando-se a fórmula da cobrança, observa-se que estes coeficientes equivalem a um valor de R\$ 0,008 por metro cúbico captado e R\$ 0,02 por metro cúbico consumido. Já para a diluição de efluentes, o valor depende do percentual de efluente tratado e do nível de eficiência do sistema de tratamento utilizado (expressos pelos coeficientes K_2 e K_3), podendo alcançar um máximo de R\$ 0,02 por metro cúbico descartado sem qualquer tipo de tratamento. Vazões de captação inferiores a 1 l/s foram definidas como insignificantes em termos de impacto ambiental na bacia, estando estes usuários isentos da cobrança.

A Tabela 5.1 mostra os valores arrecadados com a cobrança no ano de 2004. Os valores pagos pelo setor de saneamento representaram 67,45% da arrecadação total. Já o valor pago pelo setor industrial totalizou R\$ 1.452.907,83, o que corresponde a 32,43% da arrecadação total.

TABELA 5.1 - ARRECADAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL EM 2004* - RESUMO POR SETOR

Setor	Valor arrecadado (R\$)	Percentual arrecadação total
Indústria	1.452.907,83	32,43%
Irrigação	2.073,26	0,05%
Mineração	368,21	0,01%
Saneamento	3.021.975,64	67,45%
Outros usos	3.096,88	0,07%
TOTAL	4.480.421,82	100%

* valores contabilizados até 21/09/2004
 Fonte: ANA, Gerência de Arrecadação

Observando-se a evolução da arrecadação do setor industrial entre fevereiro e agosto de 2004 (Tabela 5.2), no entanto, pode-se verificar uma alta taxa de inadimplência no setor. O valor arrecadado em nenhum momento ultrapassou 50% do valor cobrado: após um pico de arrecadação de 45% do valor faturado em fevereiro, o percentual de arrecadação estabilizou-se na faixa de 30% a 36% do valor faturado entre março e julho. Este percentual caiu ainda mais em agosto, quando atingiu 21% do valor faturado. Este baixo e declinante percentual de arrecadação sugere que a cobrança tem encontrado certa resistência dos usuários industriais.

TABELA 5.2 - EVOLUÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA DO SETOR INDUSTRIAL NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL EM 2004*

Mês	Valor cobrado (R\$)	Valor arrecadado (R\$)	Percentual de arrecadação
Janeiro	-	149.546,28	
Fevereiro	976.919,08	440.204,89	45%
Março	415.588,65	149.472,20	36%
Abril	416.322,66	138.662,12	33%
Maiο	472.483,56	160.270,02	34%
Junho	466.282,66	145.048,27	31%
Julho	487.368,46	145.217,30	30%
Agosto	570.499,15	123.862,69	21%
Total	3.805.464,22	1.452.263,77	-

* valores contabilizados até 02/09/2004
 Fonte: ANA, Gerência de Arrecadação

Com o objetivo de se avaliar o impacto da cobrança sobre os usuários industriais da bacia, o IPEA decidiu realizar a “Pesquisa Sobre Utilização de Água Pelos Estabelecimentos Industriais na Bacia do Paraíba do Sul”. A pesquisa levantou informações sobre 488 estabelecimentos industriais instalados na bacia do rio Paraíba do Sul e teve um duplo objetivo: (i) calcular as elasticidades-preço da demanda de água dos diversos setores de atividade industrial, de modo a se avaliar os impactos financeiros e ambientais decorrentes da introdução da cobrança pelo uso da água na bacia; e (ii) avaliar a receptividade dos usuários industriais aos princípios da política de recursos hídricos e aos instrumentos de gestão introduzidos pela Lei no. 9433, bem como fazer uma análise preliminar do potencial da cobrança como instrumento de incentivo ao uso racional da água.

Em relação a este segundo objetivo, foram incluídas nos questionários perguntas relativas às questões da outorga e da cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul. Esta análise, ainda que referente a um grupo limitado de usuários industriais, mostra-se um importante indicador da aceitação dos princípios e instrumentos do novo modelo de gestão, nesta fase inicial de sua implementação. Acredita-se também que este estudo de caso pode ainda trazer lições para futuras experiências de implementação da cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas paulistas.

Vale observar ainda que a pesquisa conduzida pelo IPEA retrata o momento inicial da cobrança pelo uso da água na bacia. De fato, as entrevistas foram realizadas entre os meses de setembro de 2003 e janeiro de 2004, portanto seis meses após o início da cobrança. Por se tratar de uma experiência nova em termos de gestão de recursos hídricos no Brasil, é de se esperar que o comportamento dos usuários e sua postura em relação à cobrança evolua à medida em que estes se familiarizam com este novo instrumento de política ambiental. Contudo, vale ressaltar novamente a importância de uma avaliação inicial da percepção dos usuários quanto aos novos princípios da política de gestão de recursos hídricos no Brasil.

Outorga

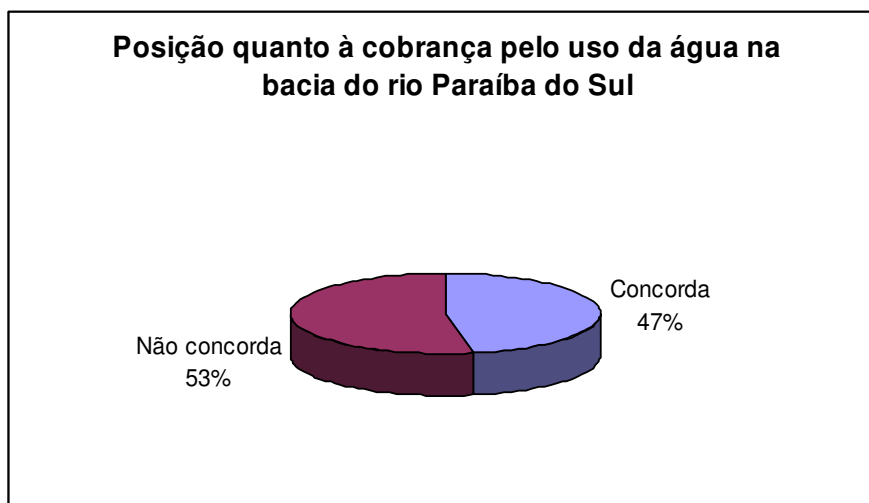
Dos 235 estabelecimentos da amostra com captação própria de água, 95 declararam haver realizado o cadastramento para fins de outorga junto à Agência Nacional de Águas (ANA). Analisando-se o comportamento por porte de usuário, pode-se observar uma baixa adesão entre estabelecimentos de pequeno porte. Já a maioria dos estabelecimentos de médio e grande porte cadastrou-se, com destaque para o alto percentual de cadastramento observado para este último grupo. Desta forma, apesar da taxa relativamente baixa de cadastramento, o que contraria o caráter participativo a que se propõe o novo modelo, o cadastramento pode ser considerado bem sucedido no sentido de abranger os grandes usuários de água.

TABELA 5.3
SITUAÇÃO DOS ESTABELECEMENTOS PESQUISADOS EM RELAÇÃO AO
CADASTRAMENTO PARA FINS DE OUTORGA NA BACIA DO PARAÍBA DO SUL

	Pequeno porte	Médio porte	Grande porte	Total
Cadastrado	41	34	20	95
Não cadastrado	114	22	4	140
Percentual de cadastramento	26,45%	60,71%	83,33%	40,43%

Cobrança pelo uso da água

Um pouco menos da metade dos estabelecimentos pesquisados (47,34%) disse concordar com a cobrança pelo uso da água, indicando um grau relativamente alto de resistência dentre os usuários industriais. A análise mais detalhada das respostas, no entanto, permite concluir que a aceitação varia entre diferentes grupos de usuários.



Aqueles que descartam a água diretamente nos corpos hídricos tendem a discordar mais da cobrança se comparados com os estabelecimentos que utilizam a água proveniente da rede pública de abastecimento (ver Tabela 5.4). Uma possível explicação para a maior taxa de discordância por parte dos estabelecimentos com captação própria é que estes já estão sendo diretamente cobrados pelo uso da água. Já os usuários abastecidos pela rede pública serão cobrados em um segundo momento, uma vez que as companhias de abastecimento tenderão a repassar o valor da cobrança aos usuários finais via aumentos no valor da conta da água. Os usuários abastecidos pela rede pública podem ainda encontrar maior dificuldade em identificar o valor da cobrança pelo uso da água, uma vez que esses são repassados pelas companhias de abastecimento via aumento da conta da água.

TABELA 4
**POSIÇÃO QUANTO À COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO
SUL, SEGUNDO A FONTE DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

	Captação própria		Rede pública	
	Nº de estabelecimentos	Percentual	Nº de estabelecimentos	Percentual
Concorda	102	43,40%	129	50,99%
Não concorda	133	56,60%	124	49,01%

Já os estabelecimentos que se cadastraram junto à ANA possuem um índice de aceitação bastante superior aos que não se cadastraram: enquanto aproximadamente 60% dos cadastrados concordam com a cobrança, dois terços dos não cadastrados mostram-se refratários. Esta discrepância não chega a surpreender, uma vez que o cadastramento pode ser interpretado como uma sinalização dos estabelecimentos em relação à introdução da cobrança. O não cadastramento, neste caso, já seria um sinal de desacordo quanto à cobrança.

TABELA 5.5
POSIÇÃO QUANTO À COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL, SEGUNDO SITUAÇÃO QUANTO AO CADASTRAMENTO JUNTO À ANA

	Cadastrados		Não cadastrados	
	Nº de estabelecimentos	Percentual	No. de estabelecimentos	Percentual
Concorda	56	58,95%	45	32,37%
Não concorda	39	41,05%	94	67,63%

Um resultado menos esperado diz respeito aos usuários com vazões captadas classificadas como insignificantes (Tabela 5.6). Estes se mostram em sua maioria (60%) avessos à cobrança, apesar de isentos da mesma. Já os 80 usuários com vazões significantes, e portanto sujeitos à cobrança, mostram-se um pouco mais receptivos: 50% concordam com a sua introdução na bacia. Esta maior resistência entre os usuários isentos pode ser possivelmente explicada pelo menor nível de informação sobre a cobrança neste grupo, uma vez que as campanhas de esclarecimento sobre este instrumento visaram sobretudo aos usuários com uso mais intensivo de água.

TABELA 5.6
POSIÇÃO QUANTO À COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL, SEGUNDO SIGNIFICÂNCIA DA VAZÃO DE CAPTAÇÃO

	Vazão insignificante		Vazão significante	
	Nº. de estabelecimentos	Percentual	Nº. de estabelecimentos	Percentual
Concorda	62	40%	40	50%
Não concorda	93	60%	40	50%

Diferenças significativas também são observadas segundo o porte do usuário. Os pequenos e médios estabelecimentos apresentaram um percentual de aceitação inferior aos estabelecimentos de grande porte. Enquanto no primeiro grupo o número de estabelecimentos que disseram concordar com a cobrança ficou abaixo dos 50%, entre os grandes usuários o índice de aceitação ultrapassa os 70%. O resultado não deixa de surpreender, uma vez que os grandes estabelecimentos, por usarem volumes de água mais expressivos, geralmente devem pagar as maiores contas. Tal resultado talvez expresse uma maior valorização da questão ambiental nas grandes empresas, onde ações dessa natureza são vistas como positivas para sua imagem corporativa. Por outro lado, o resultado pode ainda ser reflexo de uma certa desinformação por parte dos pequenos e médios usuários sobre a importância da cobrança pelo uso da água para se promover o uso racional de recursos hídricos na bacia.

TABELA 5.7
POSIÇÃO QUANTO À COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL, SEGUNDO PORTE DO ESTABELECIMENTO

	Pequeno porte		Médio porte		Grande porte	
	Número de estabelecimentos	Percentual	Número de estabelecimentos	Percentual	Número de estabelecimentos	Percentual
Concorda	175	46,30%	39	45,35%	17	70,83%
Não concorda	203	56,70%	47	54,65%	7	29,17%

Por fim, procurou-se ainda avaliar o potencial da cobrança como instrumento de incentivo ao uso racional dos recursos hídricos neste primeiro momento da sua implementação. Foi perguntado aos estabelecimentos se o início da cobrança de alguma forma incentivou à adoção de investimentos em conservação de água ou em sistemas de tratamento de efluentes. Um total de 108 estabelecimentos (22% do total de respondentes³⁶) respondeu afirmativamente à pergunta. Analisando-se por porte do estabelecimento, observa-se que o percentual é maior entre empresas de médio e grande porte, o que se explica pelo uso de maiores quantidades de água nestes grupos. Este resultado indica que, ainda que os valores estipulados para a cobrança sejam relativamente baixos, seu potencial em termos de impacto ambiental pode ser considerável, uma vez que pode afetar decisões de investimento dos usuários de médio e grande porte.

TABELA 5.8
ESTABELECIMENTOS QUE DECLARARAM HAVER INVESTIDO EM CONSERVAÇÃO DE ÁGUA/TRATAMENTO DE EFLUENTES EM DECORRÊNCIA DO INÍCIO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

	Pequeno porte		Médio porte		Grande porte	
	Número de estabelecimentos	Percentual	Número de estabelecimentos	Percentual	Número de estabelecimentos	Percentual
Sim	69	19,83%	31	39,24%	8	36,36%
Não	279	80,17%	48	60,76%	14	63,63%

Em resumo, pode-se concluir que a cobrança pelo uso da água no Paraíba do Sul parece ter encontrado boa receptividade nas empresas de grande porte, o que indica que seus resultados em termos de geração de receitas e promoção do uso racional de recursos hídricos podem ser satisfatórios. Por outro lado, deve-se fazer um maior esforço no sentido de se aumentar o alcance da cobrança no segmento dos pequenos e médios estabelecimentos, reforçando-se assim o caráter participativo e a consequente legitimidade deste instrumento de gestão. Para isso, há que se investir em campanhas de esclarecimento voltadas para estes segmentos.

³⁶ A pergunta foi respondida pelos 449 estabelecimentos situados em águas de domínio federal da bacia, onde a cobrança já foi iniciada. Os demais 39 estabelecimentos pesquisados localizam-se em águas de domínio estadual, não estando ainda sujeitos à cobrança. O percentual de 22% está calculado em relação a estes 449 estabelecimentos.

5.3 DEMANDA INDUSTRIAL DE ÁGUA

Esta segunda parte do relatório procura avaliar os potenciais impactos financeiros da cobrança sobre os usuários industriais e analisar de que maneira os mesmos reagem ao aumento do custo da água decorrente da introdução desta cobrança. Em particular, procurou-se avaliar as seguintes questões:

- (i) Em quanto se reduz a demanda de água dos estabelecimentos dos diversos setores de atividade frente a aumentos no custo (preço) da água ?
- (ii) No caso de aumentos no custo da água, existe a possibilidade de se substituir o uso da água por outros fatores de produção?
- (iii) Qual o impacto do aumento do custo da água em termos dos custos totais dos estabelecimentos?

Na análise da reação dos usuários ao impacto do aumento do custo da água, busca-se portanto não apenas caracterizar o efeito direto sobre a demanda de água, mas também investigar de que modo a água se articula com os demais fatores de produção e seu peso relativo no custo dos estabelecimentos.

Para tal, foi estimado um modelo econométrico especificando a estrutura de custos das empresas, onde a água é vista como um insumo produtivo. O modelo foi estimado a partir dos dados dos 488 estabelecimentos da pesquisa conduzida pelo IPEA na bacia do rio Paraíba do Sul. De posse dos parâmetros estimados, foram computadas as elasticidades-preço da demanda de água e as elasticidades de substituição entre a água e os diferentes fatores de produção³⁷. Em seguida, avaliou-se através de simulações o impacto de aumentos no preço da água sobre a demanda de água, bem como sobre o custo total das empresas.

A apresentação está dividida em três seções. A primeira seção apresenta o modelo a ser estimado. A seção seguinte descreve as variáveis utilizadas na estimação do modelo. Por fim, a terceira seção apresenta os resultados do modelo e das simulações do impacto do aumento do custo da água sobre a demanda dos diferentes setores de produção e do custo dos estabelecimentos.

5.3.1 Modelo econométrico

Uma análise abrangente da demanda de água nos estabelecimentos industriais, capaz de avaliar as questões propostas acima, requer um modelo que descreva a tecnologia de produção das firmas. Na aplicação aqui apresentada, considera-se que as firmas utilizam cinco insumos: capital (K), trabalho (L), energia (E), matéria-prima (M), água (A). Os estabelecimentos escolhem as quantidades ótimas de utilização destes insumos de modo a minimizarem seus custos, com

³⁷ Os conceitos de elasticidade-preço e elasticidade de substituição são discutidos na seção referente ao modelo econométrico.

exceção da quantidade de capital, considerada fixa no curto prazo³⁸. Adota-se para a função custo de curto prazo uma especificação *translog*, cuja forma funcional é dada por

$$\ln C = \alpha_0 + \alpha_i \sum_i \ln(P_i) + \frac{1}{2} \sum_i \sum_j \gamma_{ij} \ln(P_i) \ln(P_j) + \sum_i \gamma_{ik} \ln(P_i) \ln(K) + \sum_i \gamma_{iy} \ln(P_i) \ln(Y) + \alpha_Y \ln Y + \frac{1}{2} \gamma_{YY} \ln Y^2 + \alpha_K \ln K + \frac{1}{2} \gamma_{KK} \ln K^2 + \mu \quad (1)$$

sendo C o custo total, Y a produção total, K o estoque (fixo) de capital, P_i o preço do insumo i (i, j = L, E, M, A) e α_s, β_s e γ_s os parâmetros a serem estimados. μ é um termo estocástico.

Diferenciando-se a função custo em relação aos preços dos insumos variáveis P_i (i = L, E, M, A), com as variáveis expressas em log, e aplicando-se o lema de Shephard, obtém-se

$$\partial \ln C / \partial \ln P_i = P_i / C (\partial C / \partial P_i) = P_i X_i / C = S_i = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln P_j + \gamma_{ik} \ln K + \gamma_{iy} \ln Y + v_i \quad (2)$$

sendo X_i definido como a demanda pelo insumo i, S_i = P_iX_i/C a proporção das despesas com o insumo i em relação ao custo total C e v_i um termo estocástico que pode ser interpretado como erros incorridos pela firma na escolha da cesta de insumos que minimiza sua função custo. O modelo econométrico a ser estimado consiste da função custo *translog* dada em (1) e das quatro equações de proporção do custo dos insumos dadas por (2).

Uma vez estimados os parâmetros α_s, β_s e γ_s do sistema de equações composto por (1) e (2), podem ser calculadas as elasticidades-preço próprias e cruzadas. A elasticidade-preço própria mede a variação percentual da demanda de determinado insumo (por exemplo, a demanda de água) face ao aumento de 1% no preço deste insumo. Já a elasticidade-preço cruzada, por exemplo, a elasticidade-preço da demanda de água em relação ao preço da energia, mede a variação percentual da demanda de água dado o aumento de 1% no preço da energia. Quando a função custo é aproximada por uma *translog*, as elasticidades-preço são dadas pelas seguintes expressões

$$\epsilon_{ij} = (\gamma_{ij} + S_i S_j) / S_i \quad \text{para elasticidades-preço cruzadas} \quad (3.a)$$

$$\epsilon_{ii} = (\gamma_{ii} + S_i^2 - S_i) / S_i \quad \text{para elasticidades-preço próprias} \quad (3.b)$$

Caso o aumento do preço de determinado fator i (por exemplo, o preço da água) acarrete no aumento da demanda de pelo fator j (por exemplo, a demanda de energia), ou seja, caso a elasticidade-preço cruzada seja positiva, diz-se que os fatores são substitutos. Caso a elasticidade-preço cruzada seja negativa, o aumento no preço do fator i implica na redução da demanda do fator j. Neste caso, os fatores são considerados complementares.

Já as elasticidades de substituição medem a variação percentual da utilização relativa dos fatores dado um aumento de 1% no preço relativo dos mesmos³⁹. Desta forma, a elasticidade de

³⁸ Esta hipótese implica que as firmas não podem se adaptar a mudanças no preço da água através de ajustes no estoque de capital. No longo prazo, entretanto, é de se esperar que empresas invistam em máquinas e equipamentos que promovam a conservação de água, ou passem a tratar seus efluentes. Estes impactos são desconsiderados aqui, mas serão investigados em futuras extensões do modelo.

³⁹ De fato, a elasticidade de substituição mede a variação percentual da utilização relativa dos fatores dado um aumento de 1% na produtividade marginal relativa dos fatores. Considera-se aqui o caso de uma economia de concorrência perfeita, onde produtividade marginal de determinado fator corresponde a seu preço (custo).

substituição da energia em relação a água (σ_{EA}), mede a variação da intensidade de uso entre energia e água dado um aumento de 1% no preço da água em relação ao preço da energia. A classificação dos fatores de produção quanto a complementaridade/substitutabilidade também se aplica ao conceito da elasticidade de substituição. Caso um aumento do preço relativo da água em relação à energia implique no aumento da intensidade de uso de energia, ou seja, caso a elasticidade de substituição seja positiva, os dois insumos são considerados substitutos. Caso um aumento do preço relativo da água acarrete uma diminuição na intensidade de uso da água, a elasticidade de substituição é negativa e os bens são considerados complementares. As elasticidades de substituição podem ser calculadas através das expressões:

$$\sigma_{ij} = (\gamma_{ij} + S_i S_j) / S_i S_j \quad i, j = 1, \dots, n \text{ e } i \neq j \quad (4.a)$$

$$\sigma_{ii} = (\gamma_{ii} + S_i^2 - S_i) / S_i \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (4.b)$$

De posse das elasticidades estimadas, pode-se avaliar como as firmas reagem à cobrança da água através das elasticidades-preço e do grau de substitutabilidade entre os insumos. Para tal, serão simuladas as variações na demanda de água decorrentes do aumento do preço da água.

5.3.2 Dados

As estimações basearam-se em dados relativos a 424 estabelecimentos⁴⁰. As variáveis utilizadas na estimação do modelo foram construídas a partir das informações contidas nos questionários. Abaixo é apresentada uma breve descrição destas variáveis.

- ✓ Custo variável (C): definido como a soma das despesas com os insumos variáveis (trabalho, energia, matéria-prima e água). Os gastos com trabalho, energia e matéria-prima foram obtidos diretamente das respostas da seção econômica do questionário. Já a despesa com a água foi calculada como a soma dos gastos em captação (própria ou de água proveniente da rede pública), pré-tratamento, recirculação e tratamento e descarte de efluentes. Foi ainda incluído o valor da cobrança pelo uso da água para os estabelecimentos sujeitos à cobrança.
- ✓ Despesa com fator i em relação ao custo variável (S_i): definida como a despesa em determinado fator de produção variável (trabalho, energia, matéria-prima e água) em relação ao custo variável C , ou seja, S_i representa o percentual do custo variável correspondente a gastos com determinado insumo i .
- ✓ Preço do trabalho (P_L): dado pelo salário médio. Calculado como o total das despesas com salários e encargos dividido pelo número de empregados do estabelecimento (R\$/ empregado).
- ✓ Preço da energia (P_E): preço médio do Kwh de energia elétrica. Gasto total com energia elétrica dividido pela quantidade de energia elétrica consumida (R\$ / Kwh).
- ✓ Preço da matéria-prima (P_M): definido como o gasto com matérias-primas dividido pela receita total de vendas do estabelecimento.

⁴⁰ Os demais 64 estabelecimentos entrevistados na pesquisa IPEA foram excluídos devido à ausência de informações necessárias para a estimação do modelo.

- ✓ Preço da água (P_A): custo médio da água, obtido pela divisão do gasto total com água pelo volume total de água utilizado (rede pública e captação própria). O gasto total com água foi calculado pela soma das despesas em captação e pré-tratamento da água da rede pública e/ou captada por conta própria, recirculação e tratamento de efluentes. Foi ainda adicionado o valor da cobrança pelo uso da água para os estabelecimentos sujeitos à cobrança.

Na Tabela 5.9 são apresentados os custos médios da água calculados para os estabelecimentos pesquisados.

TABELA 5.9
CUSTO MÉDIO DA ÁGUA

Rede pública - valor médio m ³ da conta de água		R\$ 2,71 /m ³
Captação própria	Água subterrânea	R\$ 0,32 /m ³
	Água superficial	R\$ 0,26 /m ³
Pré-tratamento (captação própria)		R\$ 0,46 /m ³
Reuso		R\$ 0,18 /m ³
Tratamento de efluentes		R\$ 0,55 /m ³

- ✓ Capital (K): definido como o valor do ativo imobilizado do estabelecimento dividido pela receita total de vendas do estabelecimento.
- ✓ Produção (Y): valor total da produção do estabelecimento.

Foram ainda adicionadas ao modelo variáveis indicadoras (*dummies*) do setor de atividade ao qual o estabelecimento pertence, de modo a se levar em conta especificidades próprias a cada setor.

5.3.3 Resultados

5.3.3.1 Elasticidades

O modelo econométrico composto pela função custo tranlog e as equações de participação dos gastos com insumos no custo total foi estimado pelo método SUR (*Seemingly Unrelated Regressions*)⁴¹. A partir dos parâmetros estimados, foram computadas as elasticidades-preço e elasticidade de substituição.

A Tabela 5.10 apresenta as elasticidades-preço. Todas as elasticidades-preço próprias (exibidas nas células da diagonal da tabela) possuem o sinal negativo esperado: um aumento no preço de determinado insumo acarreta em uma diminuição de sua demanda. A elasticidade-preço da demanda de água foi calculada em - 0,58, ou seja, um aumento de 1% no preço da água acarreta uma diminuição de 0,58% em sua demanda. Tal valor encontra-se na faixa de elasticidades-preço calculadas na literatura. Grebenstein e Field (1979), por exemplo, calcularam elasticidades entre - 0,33 e -0,80 para a demanda industrial de água nos Estados Unidos. Resultados semelhantes

⁴⁰ O método SUR mostra-se adequado para a estimação do sistema de equações, pois leva em conta as possíveis correlações entre os resíduos das equações estimadas. Todas as estimações e simulações foram realizadas com o software Stata 7.0.

foram calculados por Renzetti (1988) e Dupont e Renzetti (2001) para a indústria canadense, e também por Reynaud (2003), que estimou elasticidades-preço entre -0,10 e -0,79 para a indústria francesa.

Quanto as elasticidades-preço cruzadas, observa-se que a água é um fator substituto ao trabalho, à energia e às matérias-primas, uma vez que os valores positivos das elasticidades indicam que um aumento no preço da água implica no aumento da demanda por estes fatores. Portanto, é de se esperar que a cobrança pelo uso da água, ao aumentar o custo (preço) da água, implique em um aumento no uso de trabalho, matérias-primas e energia. O mesmo padrão de substituição entre a água e trabalho, energia e matéria-prima foi verificado por Dupont e Renzetti (2001) para o caso canadense. As elasticidades de substituição, apresentadas na Tabela 5.11, identificam também esta relação de substituição da água com estes três fatores de produção.

TABELA 5.10
ELASTICIDADES-PREÇO PRÓPRIAS E CRUZADAS DA DEMANDA DOS FATORES DE PRODUÇÃO

	Água	Energia	Trabalho	Matéria-prima
Água	-0.5847 (0.0736)	0.0109 (0.017)	0.0078 (0.0026)	0.0020 (0.0014)
Energia	0.0760 (0.1208)	-0.7163 (0.0541)	0.0757 (0.0085)	0.0194 (0.0044)
Trabalho	0.0760 (0.1208)	0.1868 (0.0583)	-0.2223 (0.0124)	-0.2321 (0.0062)
Matéria-prima	0.1357 (0.0941)	0.1886 (0.0432)	0.1387 (0.0088)	-0.1192 (0.0073)

Nota: Os valores indicam a variação na demanda da quantidade de demanda do insumo localizado na linha, dado o aumento de 1% no insumo da coluna. Elasticidades-preço calculadas na média amostral. Erro-padrão entre parênteses.

TABELA 5.11
ELASTICIDADES DE SUBSTITUIÇÃO ENTRE OS INSUMOS

	Água	Energia	Trabalho	Matéria-prima
Água	-	1.3418 (2.1330)	0.9651 (0.3275)	0.2473 (0.1716)
Energia	1.3418 (2.1330)	-	1.3368 (0.1510)	0.3438 (0.0787)
Trabalho	0.9651 (0.3275)	1.3368 (0.1510)	-	0.2528 (0.0160)
Matéria-prima	0.2473 (0.1716)	0.3438 (0.0787)	0.2528 (0.0160)	-

Nota: Elasticidades de substituição calculadas na média amostral. Erro-padrão entre parênteses.

5.3.3.2 Simulação

Os parâmetros estimados pelo modelo econométrico podem ser utilizados para se simular o impacto de um aumento do preço da água sobre a quantidade de água demandada e sobre o custo total das firmas. A Tabela 5.12 apresenta os resultados para diferentes aumentos no preço da água sobre os estabelecimentos industriais, onde ΔP_A representa a variação no preço da água, ΔA a variação na sua demanda e ΔC a variação no custo total de produção. Observa-se que um aumento de 10% no preço da água acarreta em uma redução de - 3,23% na sua demanda. Já o impacto sobre o custo de produção é pouco significativo: um aumento de $\Delta P_A = 10\%$ gera um aumento no custo da ordem de 0,05%.

Os números sugerem que a cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul pode servir como um mecanismo de indução ao uso racional da água sem acarretar um aumento de custo expressivo para os usuários industriais. A cobrança pelo uso na bacia pode conciliar os objetivos, em princípio antagônicos, de minimizar os impactos financeiros sobre os usuários e de conservação dos recursos hídricos.

TABELA 5.12
IMPACTO DO AUMENTO DO PREÇO DA ÁGUA

	$\Delta P_A = 10\%$	$\Delta P_A = 20\%$	$\Delta P_A = 30\%$	$\Delta P_A = 40\%$	$\Delta P_A = 50\%$
ΔA	- 3,23%	- 6,38%	- 9,40%	-12,28%	-14,99%
ΔC	0,05%	0,11%	0,16%	0,21%	0,26%

Entretanto, analisando-se o impacto do aumento do preço da água por setor de atividade, observa-se que os efeitos diferem consideravelmente entre os setores. A Tabela 5.13 apresenta os resultados para um aumento de 20% no preço da água. A redução mais expressiva em termos de demanda de água ocorre no setor de alimentos e bebidas, com uma diminuição de 13,17% na demanda de água. Por outro lado, o impacto em termos de aumento do custo é de 0,28%, bem superior à variação média do custo dos estabelecimentos pesquisados (0,11%). De acordo com as simulações, o setor de alimentos e bebidas constitui-se portanto na atividade mais afetada pela

cobrança pelo uso da água, tanto em termos de redução do uso quanto em relação aos impactos financeiros da cobrança.

Os setores de papel e celulose e de metalurgia também apresentam uma variação no uso da água superior a 10%, tendo portanto a cobrança grande potencial como mecanismo indutor de conservação de água nestas atividades. Em termos de impacto sobre o custo de produção destacam-se, além do já citado setor de alimentos e bebidas, o setor de papel e celulose e o de minerais não-metálicos.

TABELA 5.13
IMPACTO DO AUMENTO DO PREÇO DA ÁGUA POR SETOR DE ATIVIDADE

Setor	$\Delta P_A = 20\%$	
	Varição da demanda de água	Varição do custo total
Alimentos e bebidas	-13.17%	0.28%
Têxtil	-4.57%	0.06%
Vestuário e calçados	-3.65%	0.07%
Madeira, borracha e plástico	-7.15%	0.08%
Papel e celulose	-12.41%	0.17%
Química	-6.92%	0.13%
Minerais não-metálicos	-7.85%	0.15%
Metalurgia	-10.04%	0.11%
Máquinas e equipamentos	-2.68%	0.00%
Material de transporte	-8.95%	0.08%
Outros	-4.80%	0.05%
Média	-6.38%	0.11%

5.3.3.3 Economia em água nas UGRHs

Para se avaliar o potencial da cobrança pelo uso da água como mecanismo de indução ao uso racional dos recursos hídricos na indústria paulista, foi calculada a economia em água decorrente do aumento de 1% em seu preço nas 22 UGRHs do estado de São Paulo. Para esta simulação, foram utilizadas as vazões de captação industrial publicadas no PERH 2000/2003. Considerou-se ainda que as firmas reagirão conforme a elasticidade-preço calculadas para as indústrias da bacia do rio Paraíba do Sul, ou seja, o aumento em 1% no preço da água acarretará uma redução de aproximadamente 0,58% em sua demanda de água.

A Tabela 5.14 exibe os resultados da simulação. Observa-se que, com o aumento de 1% no preço da água, a captação para uso industrial de água reduz-se de 2.473.999.200 m³/ano para 2.459.533.727 m³/ano. Ou seja, há uma economia de 14.465.473 m³/ano de água. Como era de se esperar, as maiores economias vão se concentrar nas UGRHs mais industrializadas: as UGRHs do Piracicaba/Capivari/Jundiaí, do Alto Tietê e da Baixada Santista registram uma redução de aproximadamente 8,2 milhões de m³/ano.

TABELA 5.14
ECONOMIA EM ÁGUA DECORRENTE DE UM AUMENTO DE 1% NO PREÇO DA ÁGUA

UGRHI		Captação original*	Captação original	Captação simulada	Economia em água
		m ³ / s	m ³ / ano	m ³ / ano	m ³ / ano
1	Mantiqueira	0,04	1.261.440	1.254.064	7.376
2	Paraíba do Sul	6,5	204.984.000	203.785.459	1.198.541
3	Litoral Norte	ND	ND	-	-
4	Pardo	5,58	175.970.880	174.941.978	1.028.902
5	Piracicaba/Capivari/Jundiaí	16,4	517.190.400	514.166.388	3.024.012
6	Alto Tietê	16,47	519.397.920	516.361.000	3.036.920
7	Baixada Santista	11,7	368.971.200	366.813.825	2.157.375
8	Sapucaí/Grande	0,17	5.361.120	5.329.774	31.346
9	Mogi-Guaçu	3,01	94.923.360	94.368.343	555.017
10	Tietê/Sorocaba	2,27	71.586.720	71.168.152	418.568
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul	ND	ND	-	-
12	Baixo Pardo Grande	2,12	66.856.320	66.465.411	390.909
13	Tietê/Jacaré	6,81	214.760.160	213.504.457	1.255.703
14	Alto Paranapanema	2,01	63.387.360	63.016.734	370.626
15	Turvo/Grande	0,6	18.921.600	18.810.965	110.635
16	Tietê/Batalha	1,38	43.519.680	43.265.220	254.460
17	Médio Paranapanema	0,53	16.714.080	16.616.353	97.727
18	São José dos Dourados	0,26	8.199.360	8.151.418	47.942
19	Baixo Tietê	1,37	43.204.320	42.951.704	252.616
20	Aguapeí	0,26	8.199.360	8.151.418	47.942
21	Peixe	0,79	24.913.440	24.767.771	145.669
22	Pontal do Paranapanema	0,18	5.676.480	5.643.290	33.190
TOTAL		-	2.473.999.200	2.459.533.727	14.465.473

* Fonte: PERH – SP 2000/2003

6. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS AGRÍCOLAS

6. ANÁLISE DA DEMANDA DE ÁGUA DOS USUÁRIOS AGRÍCOLAS

6.1 INTRODUÇÃO

A cobrança pelo uso da água é um instrumento de gestão ambiental que, ao aplicar os princípios do usuário-pagador e do poluidor-pagador, tem por objetivo fazer com que os usuários internalizem os custos associados à escassez (em quantidade e/ou qualidade) dos recursos hídricos. Contudo, para que a implementação da cobrança seja bem sucedida, é necessário que este instrumento de gestão seja bem aceito pelos atores envolvidos. Cria-se assim uma tensão entre as metas ambientais X aceitabilidade da cobrança, à qual o gestor de recursos hídricos deve fazer face. Deste modo, ainda que um dos objetivos da cobrança seja encorajar o uso racional da água, é necessário mapear com precisão os impactos econômicos sobre os setores usuários, de forma que este instrumento não surte efeitos indesejáveis sobre os custos dos usuários que venham a dificultar sua aceitação.

A questão da aceitabilidade mostra-se ainda mais crítica no caso do setor agropecuário. A análise da experiência internacional evidencia que há serias dificuldades de implementação da cobrança neste setor⁴², ainda que o setor agrícola seja o principal usuário de recursos hídricos. Em praticamente todos os países em que a cobrança vigora, o setor agropecuário mostra-se hostil ao instrumento e apresenta uma importante capacidade de mobilização para evitar que o uso agrícola da água seja cobrado. Na maioria dos casos, argumenta-se que a cobrança acarretará em importantes custos adicionais aos usuários agrícolas.

No Brasil, a implementação da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul esbarrou nas mesmas barreiras: para ser introduzida neste setor, os usuários agropecuários mobilizaram-se e impuseram a condição de que a cobrança não poderia representar acréscimos superiores a 0,5% nos custos de produção.

Este capítulo tem como objetivo estimar a demanda de água do setor agropecuário no estado de São Paulo e avaliar o potencial impacto da cobrança pelo uso da água em termos de geração de receitas e sobre os custos de produção dos usuários.

A análise do impacto da cobrança sobre o uso da água no setor agropecuário foi estruturada em três etapas:

- i) Caracterização da agricultura irrigada e da pecuária no estado de São Paulo;
- ii) Estimação da demanda por recursos hídricos do setor agropecuário e do potencial de geração de receita da cobrança pelo uso da água no setor;
- iii) Avaliação do impacto econômico da cobrança pelo uso da água sobre o custo de produção e a rentabilidade de determinados produtos.

⁴² Ver capítulo 1: "Cobrança Pelo Uso da Água: Experiências Internacionais e o Caso Brasileiro".

Desde já, vale ressaltar que a pouca disponibilidade de dados impôs limitações para a análise da estrutura de demanda de água do setor agropecuário. Em particular, a escassez de dados sobre custos de produção específicos à agricultura irrigada e no caso das atividades pecuárias impossibilitou o cálculo das elasticidades-preço da demanda de água. Portanto, não foi possível se calcular o potencial da cobrança em termos de economia quantitativa de recursos hídricos.

O relatório está dividido em duas partes. A primeira parte trata da demanda de água para uso agrícola. Na segunda parte, são apresentados os resultados para a pecuária.

6.2 AGRICULTURA IRRIGADA

6.2.1 Caracterização da atividade⁴³

A caracterização da agricultura irrigada no estado de São Paulo foi realizada a partir das informações do Levantamento Censitário de Unidades de Produção Agrícola (conhecido como Projeto LUPA), já incluindo o refinamento dos dados proposto por Pino e Francisco (1999). Esta pesquisa de caráter censitário refere-se ao período 1995-96, não existindo dados mais atualizados sobre a agricultura irrigada paulista. O levantamento definiu como elemento básico para a coleta de informações a unidade de produção agrícola (UPA). A UPA na maioria das vezes coincide com o imóvel rural, definido como o conjunto de propriedades contíguas do(s) mesmo(s) proprietário(s).

De acordo com os dados do Projeto LUPA, foram contabilizadas 277.127 UPAs no estado de São Paulo, correspondendo a uma área de 19.999.941,2 ha (Pino e Francisco (1999)). Deste total, 25.506 UPAs informaram ter área irrigada e/ou equipamentos de irrigação, o que significa que 9,2% das UPAs contam com irrigação. Em relação à área irrigada, esta totalizou 244.894,7 ha. Contudo, deve ser ressaltado que esta área fornece uma subestimação da área total irrigada do estado, uma vez que 7.630 UPAs (30% do total de UPAs que afirmaram ter área irrigada/equipamentos de irrigação) não informaram a extensão da superfície irrigada.

A Tabela 6.1 apresenta o número de UPAs e a área irrigada por tipo de equipamento. A maior parte das UPAs com irrigação tem somente conjunto de irrigação convencional (14.832 UPAs), seguindo-se aquelas que têm somente conjuntos de irrigação por gotejamento ou microaspersão (2.377 UPAs), somente conjuntos de pivot central (865 UPAs) e conjuntos autopropelidos (739 UPAs). Em termos de área irrigada, novamente na primeira posição despontam as UPAs dotadas de equipamento convencional (81.759,9 ha), seguindo-se as que têm conjunto de pivot central (38.140 ha), conjuntos autopropelidos (14.791,4 ha) e conjuntos de gotejamento ou microaspersão (9.852,3 ha).

⁴³ Esta seção baseia-se no artigo de Pino (2003).

TABELA 6.1
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR TIPO DE EQUIPAMENTO DE IRRIGAÇÃO,
ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Conjuntos de irrigação	N. de UPAs	Percentua I	Área irrigada (ha)	Percentua I	N. de UPAs com área não informada
Pivot central	865	3,4	38.140,6	15,6	419
Gotejamento ou microaspersão	2.377	9,3	9.852,3	4,0	987
Autopropelido	739	2,9	14.791,6	6,0	476
Convencional	14.832	58,2	81.759,9	33,4	5.512
Pivot central+gotejamento	37	0,1	2.047,3	0,8	6
Pivot central+autopropelido	34	0,1	2.590,9	1,1	10
Pivot central+convencional	156	0,6	10.905,5	4,5	43
Gotejamento+autopropelido	43	0,2	377,5	0,2	10
Gotejamento+convencional	426	1,7	3.638,0	1,5	57
Autopropelido+convencional	156	0,6	2.131,9	0,9	90
Pivot central+gotejamento+autopropelido	9	0,0	132,8	0,1	2
Pivot central+gotejamento+convencional	8	0,0	153,9	0,1	3
Pivot central+autopropelido+convencional	18	0,1	543,8	0,2	8
Gotejamento+autopropelido+convencional	20	0,1	191,2	0,1	7
Pivot central+gotejamento+autopropelido+convencional	1	0,0	705,0	0,3	0
Não informado	5.785	22,7	76.932,5	31,4	0
Total	25.506	100,0	244.894,7	100,0	7.630

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (dados refinados por PINO; FRANCISCO, 1999).

Quanto ao uso do solo (Tabela 6.2), a irrigação é utilizada principalmente no cultivo da lavoura temporária: 16,3% das UPAs com culturas temporárias tinham irrigação, totalizando uma área irrigada correspondente a 9,5% da área total da lavoura temporária. Os 159 mil ha de culturas temporárias irrigadas correspondem a 65% da área irrigada total. Seguem-se, em importância da área irrigada total, as culturas semi-permanentes (41 mil ha), as permanentes (37 mil ha) e as pastagens (6 mil ha).

TABELA 6.2
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR TIPO DE USO DO SOLO, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Uso do solo	Número de UPAs			Área		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Cultura temporária	25.409	156.228	16,3	159.327,8	1.677.209,8	9,5
Cultura permanente	6.182	153.043	4,0	36.889,2	1.345.298,4	2,7
Cultura semi-permanente	1.847	102.747	1,8	41.368,7	2.940.687,8	1,4
Florestal	76	41.812	0,2	804,2	815.015,3	0,1
Pastagem	393	221.461	0,2	6.332,8	8.590.243,7	0,1
Outros	81	467	17,3	166,0	3.178,3	5,2

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (dados refinados por PINO; FRANCISCO, 1999).

A Tabela 6.3 exibe a área irrigada por cultura. Enquanto a olericultura e a floricultura apresentam em geral o maior percentual de irrigação em relação à área plantada do próprio produto, as maiores áreas irrigadas em termos absolutos aparecem em milho (48.804,9 ha), cana-de-açúcar (37.363,1 ha), feijão (34.370,3 ha), laranja (21.793,3 ha) e batata-inglesa (17.981,0 ha).

TABELA 6.3
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR CULTURA, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Cultura	Número de UPAs com a cultura			Área com a cultura		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Couve-rábano	6	6	100,0	5,2	5,2	100,0
Rábano	11	11	100,0	18,0	18,0	100,0
Gladíolo	5	6	83,3	90,3	91,3	98,9
Manjerona	15	16	93,8	32,5	32,9	98,8
Chicória	511	569	89,8	1.759,5	1.822,4	96,5
Couve-tronchuda	20	21	95,2	18,2	19,0	95,8
Lírio	18	21	85,7	35,8	37,5	95,5
Espinafre	158	186	84,9	1.371,4	1.465,9	93,6
Almeirão	863	1.025	84,2	3.000,5	3.238,3	92,7
Hortelã	41	46	89,1	36,6	39,9	91,7
Alface	3.179	3.863	82,3	9.557,4	10.474,6	91,2
Rosa	351	385	91,2	896,6	984,0	91,1
Cebola	2.710	3.072	88,2	10.621,5	11.688,3	90,9
Cravo	18	22	81,8	29,1	32,1	90,7
Brócolos	1.318	1.516	86,9	5.046,0	5.569,9	90,6
Mostarda	92	102	90,2	192,0	212,9	90,2
Rabanete	309	362	85,4	832,0	932,1	89,3
Rúcula	549	605	90,7	1.300,1	1.456,7	89,2

Continua...

TABELA 6.3
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR CULTURA, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Cultura	Número de UPAs com a cultura			Área com a cultura		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Catalonha	251	281	89,3	904,3	1.029,2	87,9
Repolho	2.264	2.856	79,3	8.307,5	9.781,1	84,9
Genoura	1.941	2.202	88,1	6.136,8	7.235,3	84,8
Sálvia	15	16	93,8	52,0	61,6	84,4
Couve-flor	1.298	1.548	83,9	5.899,6	7.028,6	83,9
Agrião	280	327	85,6	677,9	809,5	83,7
Violeta africana	65	70	92,9	55,8	67,2	83,0
Alcachofra	81	102	79,4	209,0	252,8	82,7
Bardana	42	52	80,8	507,3	623,0	81,4
Couve-de-bruxelas	90	112	80,4	125,5	154,3	81,3
Cebolinha	750	858	87,4	2.383,6	2.932,4	81,3
Jiló	494	770	64,2	2.068,2	2.570,5	80,5
Crisântemo	206	224	92,0	389,7	486,1	80,2
Pimentão	1.673	2.531	66,1	5.171,8	6.452,6	80,2
Couve	1.176	1.407	83,6	3.084,8	3.861,0	79,9
Salsa	684	773	88,5	2.634,4	3.336,1	79,0
Coentro	399	455	87,7	1.954,9	2.511,9	77,8
Couve-chinesa	31	42	73,8	77,1	101,4	76,0
Pepino	1.228	1.658	74,1	2.848,2	3.780,9	75,3
Beterraba	1.498	1.747	85,7	4.476,7	5.980,4	74,9
Tomate	2.553	3.530	72,3	11.266,8	15.078,2	74,7
Batata-inglesa	1.256	1.844	68,1	17.981,0	24.132,2	74,5
Berinjela	709	976	72,6	2.782,4	3.786,8	73,5
Escarola	386	458	84,3	1.637,3	2.358,7	69,4
Ervilha	163	372	43,8	538,7	792,3	68,0
Acelga	394	460	85,7	1.336,3	1.968,4	67,9
Cogumelo	122	198	61,6	215,9	324,9	66,5
Mangustão	3	6	50,0	3,6	5,5	65,5
Espinafre-da-nova-zelândia	74	87	85,1	147,4	225,9	65,3
Cará	31	98	31,6	357,7	576,3	62,1
Morango	542	682	79,5	901,8	1.483,9	60,8
Camomila	1	3	33,3	19,4	32,0	60,6
Chuchu	383	611	62,7	1.150,9	1.954,8	58,9
Alho	102	180	56,7	231,0	394,6	58,5
Aspargo	19	38	50,0	53,9	96,0	56,1
Pimenta	157	381	41,2	537,6	970,6	55,4
Quiabo	471	1.288	36,6	1.973,9	3.861,9	51,1
Gengibre	53	120	44,2	160,1	322,0	49,7
Nectarina	81	202	40,1	218,2	440,4	49,5

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (dados refinados por PINO; FRANCISCO, 1999).

TABELA 6.3
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR CULTURA, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Cultura	Número de UPAs com a cultura			Área com a cultura		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Abóbora	1.509	3.104	48,6	5.384,4	11.746,7	45,8
Uva de comer	1.940	3.264	59,4	1.763,4	3.860,5	45,7
Melão	37	82	45,1	166,8	367,3	45,4
Mandioquinha	112	424	26,4	521,5	1.180,1	44,2
Fava	3	37	8,1	99,1	229,2	43,2
Funcho	40	67	59,7	165,8	390,9	42,4
Cereja	3	14	21,4	10,8	26,0	41,5
Feijão fradinho	669	2.072	32,3	2.435,0	5.948,9	40,9
Couve-nabo	9	17	52,9	32,0	78,6	40,7
Erva-mate	2	5	40,0	1,5	3,8	39,5
Nabo	84	113	74,3	346,9	884,6	39,2
Pêssego	339	1.190	28,5	982,8	2.561,6	38,4
Ameixa	80	349	22,9	328,8	870,1	37,8
Figo-da-índia	13	49	26,5	51,7	142,2	36,4
Girassol	7	63	11,1	301,3	842,7	35,8
Alfafa	59	181	32,6	304,1	920,3	33,0
Centeio	5	9	55,6	3,5	12,0	29,2
Arroz	664	11.379	5,8	12.092,2	44.032,7	27,5
Goiaba	629	2.337	26,9	1.708,0	6.454,3	26,5
Lichia	10	110	9,1	90,6	343,3	26,4
Nêspera	39	246	15,9	102,1	408,5	25,0
Inhame	88	435	20,2	260,9	1.063,6	24,5
Aipo	38	53	71,7	144,0	606,0	23,8
Melancia	178	895	19,9	2.562,7	10.918,0	23,5
Feijão	1.313	18.825	7,0	34.370,6	150.908,0	22,8
Maçã	9	69	13,0	84,1	370,7	22,7
Anona	101	636	15,9	225,4	1.044,0	21,6
Romã	4	33	12,1	5,8	27,3	21,2
Açafrão	3	9	33,3	6,8	32,6	20,9
Margarida	4	15	26,7	2,1	10,1	20,8
Guandu	1	58	1,7	186,8	907,1	20,6
Figo	32	242	13,2	115,3	570,0	20,2
Antúrio	7	22	31,8	17,7	88,4	20,0
Maxixe	11	42	26,2	44,7	231,0	19,4
Pêra	40	334	12,0	89,9	481,3	18,7
Azevém	2	9	22,2	20,5	117,3	17,5
Toranja	2	11	18,2	22,0	126,3	17,4
Pimenta-do-reino	3	5	60,0	2,2	13,3	16,5
Cidra	3	16	18,8	16,9	106,3	15,9
Carambola	10	91	11,0	11,8	79,7	14,8
Framboesa	8	30	26,7	6,9	48,1	14,3
Kinkan	2	20	10,0	8,0	58,6	13,7
Aveia	78	739	10,6	2.330,3	17.535,2	13,3
Caju	15	221	6,8	28,1	212,1	13,2

Continua...

TABELA 6.3
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR CULTURA, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Cultura	Número de UPAs com a cultura			Área com a cultura		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Orégano	15	38	39,5	13,6	104,8	13,0
Abiu	3	21	14,3	7,7	63,1	12,2
Coco-da-baía	64	876	7,3	236,5	2.000,1	11,8
Erva-cidreira	1	13	7,7	19,4	171,0	11,3
Caqui	170	1.690	10,1	447,6	3.963,3	11,3
Alho-porro	28	50	56,0	82,0	792,1	10,4
Trigo	22	292	7,5	1.349,0	13.231,6	10,2
Mucuna	12	167	7,2	393,8	3.928,4	10,0
Jabuticaba	28	554	5,1	50,2	529,9	9,5
Rami	3	11	27,3	1,6	17,2	9,3
Cevada	4	7	57,1	0,7	8,5	8,2
Uva de chupar	245	2.957	8,3	557,0	7.308,0	7,6
Acerola	49	611	8,0	67,7	949,1	7,1

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (dados refinados por PINO; FRANCISCO, 1999).

TABELA 6.3
NÚMERO DE UPAS E ÁREA IRRIGADA POR CULTURA, ESTADO DE SÃO PAULO, 1995-96

Cultura	Número de UPAs com a cultura			Área com a cultura		
	Irrigada	Total	Percentual	Irrigada (ha)	Total (ha)	Percentual
Tangerina	255	6.885	3,7	1.712,9	25.087,4	6,8
Triticale	6	73	8,2	156,6	2.411,9	6,5
Tangor	30	615	4,9	276,6	4.601,1	6,0
Sorgo	51	2.178	2,3	2.006,4	33.666,1	6,0
Abacaxi	29	852	3,4	328,5	5.994,7	5,5
Limão	351	10.235	3,4	1.776,1	34.912,9	5,1
Batata-doce	134	1.360	9,9	456,6	9.440,6	4,8
Milho	1.704	89.529	1,9	48.804,9	1.151.853,3	4,2
Guaraná	1	8	12,5	2,0	48,0	4,2
Repolho-crespo	16	39	41,0	34,7	851,1	4,1
Kiwi	4	31	12,9	11,7	326,1	3,6
Maracujá	157	3.989	3,9	235,5	6.944,3	3,4
Abacate	53	2.212	2,4	276,6	8.503,4	3,3
Painço	7	246	2,8	81,6	2.522,3	3,2
Lima	13	369	3,5	36,0	1.167,8	3,1
Soja	218	10.291	2,1	14.667,0	496.977,6	3,0
Feijão-de-lima	8	67	11,9	24,5	862,0	2,8
Mamão	23	541	4,3	33,9	1.312,6	2,6
Laranja	642	62.471	1,0	21.793,3	858.761,3	2,5
Macadâmia	8	220	3,6	42,9	2.096,1	2,0
Nabiça	7	71	9,9	16,9	844,7	2,0
Mandioca	169	10.602	1,6	537,8	30.104,6	1,8
Araruta	1	5	20,0	0,2	12,2	1,6
Outras	1.566	28.540	5,5	6.156,6	464.983,2	1,3
Cana-de-açúcar	466	86.062	0,5	37.363,1	2.877.172,2	1,3
Algodão	36	8.482	0,4	1.559,5	136.914,7	1,1

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (dados refinados por PINO; FRANCISCO, 1999).

6.2.2 Estimação da demanda de água

A estimativa da demanda de água para a agricultura irrigada apresenta dificuldades, uma vez que esta demanda é influenciada por diversos fatores. Em primeiro lugar, a necessidade de água varia de acordo com as culturas, que possuem necessidades de água e ciclos de cultivo distintos. Em segundo lugar, a demanda de água para irrigação é influenciada por fatores sazonais e regionais, tais como o regime de chuvas de determinada região e da permeabilidade dos solos, dentre outros fatores naturais. Finalmente, o volume de água utilizado ainda depende do método de irrigação adotado e sua eficiência na aplicação da água.

Uma caracterização precisa da demanda de água para irrigação no estado de São Paulo exigiria portanto informações quanto aos coeficientes de uso da água desagregados por cultura, região e método de irrigação, de modo a se levar em conta as heterogeneidades descritas acima. Por outro lado, dados sobre coeficientes de uso da água na agricultura irrigada são bastante escassos, e quando disponíveis são específicos à uma região e/ou tecnologia de irrigação.

Deste modo, para se estimar a demanda de água para o maior número de culturas possível, foram utilizados coeficientes de uso de água por hectare relativos a métodos específicos de irrigação e não necessariamente referentes a São Paulo. A Tabela 6.4 descreve os coeficientes utilizados.

TABELA 6.4
COEFICIENTES DE USO DA ÁGUA ADOTADOS NA ESTIMAÇÃO DA DEMANDA PARA USO AGRÍCOLA

Cultura	Método de irrigação	Local	Demanda (m ³ /ha/safra ou ano)	Fonte
Arroz	Inundação	Pindamonhangaba	7.500	ANA
Cana-de-açúcar	Aspersão	Norte Fluminense	4.500	FUNDENOR
Milho	-	-	6.000	EMBRAPA
Feijão	-	-	4.500	IPEF/ESALQ
Cebola	Aspersão	Guaricema (MG)	2.803	ANA
Batata	Aspersão	Minas Gerais	2.803	ANA
Tomate	Sulcos	Minas Gerais	3.822	ANA
Abacaxi	Aspersão	Norte Fluminense	6.000	FUNDENOR
Goiaba	Aspersão	Norte Fluminense	4.585	FUNDENOR
Maracujá	Aspersão	Norte Fluminense	4.320	FUNDENOR
Coco	Aspersão	Norte Fluminense	4.860	FUNDENOR

Nota: Parte desta tabela foi apresentada em CIDS (2003). Os dados fornecidos pela ANA referem-se à demanda por ciclo de cultivo e os dados da FUNDENOR são relativos ao consumo médio anual. Os valores para a demanda por hectare no caso do milho e do feijão foram calculados no ponto médio do intervalo das necessidades de irrigação para estas culturas (milho: 400-700 mm, feijão: 300-600 mm).

A Tabela 6.5 exibe as estimativas da demanda de água total para sete dentre as nove principais culturas irrigadas do estado de São Paulo⁴⁴. Vale ressaltar que, por estas demandas estarem

⁴⁴ Estas culturas representam aproximadamente 52% da área total irrigada. Dentre as nove culturas mais importantes em termos de superfície irrigada em São Paulo, estão ausentes a soja e a laranja, para as quais não foi possível se obter coeficientes de uso da água.

baseadas nos coeficientes de uso relativos a tecnologias de irrigação e regiões específicas, os volumes estimados devem ser interpretados com cautela, servindo sobretudo para fins de aproximação.

TABELA 6.5
DEMANDA TOTAL DE ÁGUA PARA AS PRINCIPAIS CULTURAS IRRIGADAS DO ESTADO DE SÃO PAULO

	Área irrigada (ha)	Demanda de água (m³)
Arroz	12.092,2	90.691.500
Cana-de-açúcar	37.363,1	168.133.950
Milho	48.804,9	292.829.400
Feijão	34.370,6	154.667.700
Cebola	10.621,5	29.772.065
Tomate	11.266,8	43.061.710
Batata	17.981,0	50.400.743

6.2.3 Impacto da cobrança pelo uso da água na agricultura irrigada

Para se analisar o potencial de arrecadação da cobrança para os sete produtos apresentados acima, a demanda total de água cada cultura foi multiplicada pelos valores médios calculados pelo estudo CNEC/FIPE (1995) para a cobrança do uso da água no estado de São Paulo para captação (R\$ 0,003 /m³) e consumo (R\$ 0,013 /m³). Não se levou em consideração a parte da cobrança relativa à poluição, uma vez que a carga de DBO lançada nos corpos hídricos é feita de forma difusa e, portanto, de difícil mensuração⁴⁵. Este fato leva a crer que a cobrança por poluição não será aplicada, pelo menos em um momento inicial, ao setor agrícola, justificando assim a exclusão deste componente da cobrança na análise. Para o cálculo da parcela correspondente ao consumo, foi adotada a hipótese de que o volume consumido representa 40% do volume captado.

Os resultados da arrecadação potencial estão apresentados na Tabela 6.6. Por se constituírem nas três principais culturas em termos de área irrigada no estado de São Paulo, a arrecadação da cobrança será maior no cultivo do milho (R\$ 2,4 milhões), do feijão (R\$ 1,3 milhões) e da cana-de-açúcar (R\$ 744 mil).

⁴⁵ A concentração de DBO que chega ao corpo hídrico depende de uma série de fatores: distância do ponto de lançamento ao corpo hídrico, tipo de solo, permeabilidade, altura do lençol d' água e outros.

TABELA 6.6
ARRECAÇÃO POTENCIAL DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA PARA OS PRINCIPAIS
PRODUTOS DA AGRICULTURA IRRIGADA DO ESTADO DE SÃO PAULO

Cultura	Demanda de água (m ³)	Potencial de arrecadação captação (R\$)	Potencial de arrecadação consumo (R\$)
Arroz	90.691.500	272.074,50	471.595,80
Cana-de-açúcar	168.133.950	504.401,85	874.296,54
Milho	292.829.400	878.488,20	1.522.712,88
Feijão	154.667.700	464.003,10	804.272,04
Cebola	29.772.065	89.316,20	154.814,74
Tomate	43.061.710	129.185,13	223.920,90
Batata	50.400.743	151.202,23	262.083,86

6.2.3.1 Impactos financeiros da cobrança pelo uso da água sobre os custos de produção e rentabilidade do setor agrícola

A ausência de informações sobre os custos de produção das atividades agrícolas impossibilitou uma análise mais extensa do potencial impacto da cobrança pelo uso da água sobre as diferentes culturas irrigadas. Foram obtidos dados mais detalhados sobre custos de produção para as culturas de cana-de-açúcar, arroz e tomate. No entanto, a análise destes casos pode ser interpretada como um indicador do impacto da cobrança sobre cultivos com diferentes níveis de rentabilidade. Os resultados relativos à cana-de-açúcar e arroz podem ser vistos como representativos do impacto da cobrança sobre produções de baixa rentabilidade, enquanto que o caso do tomate irrigado representaria o impacto sobre cultivos de alta rentabilidade.

Para fins de comparação, todos os valores foram expressos em termos de hectare. O valor da cobrança por hectare foi obtido aplicando-se os valores médios propostos pelo estudo CNEC/FIPE para captação e consumo (R\$ 0,003/ m³ e R\$ 0,013/m³, respectivamente) ao volume estimado de uso da água por hectare⁴⁶. A cobrança foi calculada em R\$ 36,90/ha para a cana-de-açúcar, R\$ 61,50 para o arroz e R\$ 31,34 para o tomate⁴⁷.

⁴⁶ No caso do componente relativo ao consumo, considerou-se que o volume consumido representaria 40% da água captada.

⁴⁷ Deve-se observar, no entanto, que estes valores são determinados pelas diferentes tecnologias de irrigação. Em particular, o alto valor da cobrança por hectare no caso do arroz deve-se ao fato dos coeficientes de uso estarem baseados em um sistema de irrigação por inundação, muito intensivo em uso de água.

Como pode ser observado na Tabela 6.7, a cobrança representaria um aumento de 1,8% nos custos de produção da cana-de-açúcar e de 3,3% no caso do arroz. O impacto da cobrança sobre estas culturas seria significativo, sobretudo ao se verificar que a cobrança de R\$ 36,90/ha corresponderia a 7,5% da rentabilidade da produção de cana-de-açúcar irrigada. Já o impacto da cobrança em termos de custo e rentabilidade no caso do tomate irrigado é bem mais modesto: a cobrança de R\$ 31,34/ha corresponderia a 0,2% de aumento dos custos, e a 0,4% da rentabilidade.

Generalizando-se os resultados dos casos avaliados, pode-se dizer que, caso a cobrança seja introduzida em São Paulo de acordo com os patamares de preços sugeridos pelo estudo CNEC/FIPE, ela possivelmente sofrerá oposição por parte dos irrigantes de culturas com baixo nível de rentabilidade, como mostram os casos da cana-de-açúcar e do arroz. Já o baixo impacto em termos de custo e rentabilidade no caso do tomate irrigado seria um indicador de que a cobrança poderia ser bem absorvida por parte dos produtos agrícolas de rentabilidade mais elevada.

TABELA 6.7
IMPACTO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA SOBRE O CUSTO DE PRODUÇÃO E RENTABILIDADE DAS CULTURAS IRRIGADAS

	Cana-de-açúcar	Arroz	Tomate
Custo	R\$ 2.070,60/ha	R\$ 1.845,95/ha	R\$ 15.711,80/ha
Receita	R\$ 2.563,60/ha	R\$ 1.296,12/ha	R\$ 22.800,00/ha
Rentabilidade	R\$ 493,00/ha	- R\$ 549,83/ha	R\$ 7.088,20/ha
Estimativa do uso da água	4.500 m ³ /ha	7.500 m ³ /ha	3.822 m ³ /ha
Valor da cobrança	R\$ 36,90/ha	R\$ 61,50/ha	R\$ 31,34/ha
Percentual em termos de custo	1,7%	3,3%	0,2%
Percentual em termos de rentabilidade	7,5%	-	0,4%

Nota: Fontes dos dados sobre custo e rentabilidade. Cana-de-açúcar: COPPETEC (2002), a partir de dados financeiros da cultura da cana-de-açúcar irrigada por aspersão na região de Campos de Goytacazes (RJ). Arroz: Mello et al. (2000), a partir de dados financeiros do arroz irrigado por inundação em Pindamonhangaba (SP). Tomate: Emater – MG, citado em CIDS (2003).

6.3 PECUÁRIA

Segundo dados da Pesquisa da Pecuária Municipal de 2002, publicada pelo IBGE, São Paulo conta com um efetivo de 1,8 milhões de suínos (7% do efetivo total do país), 13,7 milhões de bovinos (9% do rebanho nacional) e 150 milhões de aves de corte (16% do efetivo total do país). Com a marca de 900 mil toneladas, o estado é o segundo maior produtor nacional de frangos.

Apesar de a criação de gado espalhar-se por todo o estado, a maior concentração ocorre na região de Araraquara e do Oeste Paulista, que compreendem 78% do efetivo total do estado. Nestas regiões, a forte presença da atividade pecuária induziu ainda à instalação de indústrias frigoríficas e de curtumes.

6.3.1 Estimação da demanda de água

Para a estimativa da demanda de água para uso na pecuária, foram utilizados os seguintes dados:

- ✓ *Efetivo dos rebanhos*: obtidos a partir da Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM). A PPM é publicada pelo IBGE e possui periodicidade anual. As informações aqui utilizadas referem-se ao ano de 2002, uma vez que dados mais recentes ainda não se encontram disponíveis.
- ✓ *Captação e consumo de água*: os coeficientes de captação e consumo anual de água por cabeça são os adotados no “Manual de Procedimentos para Outorga do Uso da Água para Irrigação e Dessedentação e Criação de Animal”, utilizado para fins de outorga do uso da água para criação de animais na bacia do rio Paraíba do Sul. O *Manual* apresenta coeficientes diferenciados para captação e consumo no caso da criação intensiva de animais. Já para o caso da criação extensiva, considera-se que os coeficientes de captação e consumo são iguais. A Tabela 6.8 exibe estes coeficientes.

TABELA 6.8
COEFICIENTES DE CAPTAÇÃO E CONSUMO DE ÁGUA PARA AS ATIVIDADES PECUÁRIAS

Rebanho	Criação extensiva	Criação intensiva	
	Captação e consumo anuais (m ³ /cabeça)	Captação anual (m ³ /cabeça)	Consumo anual (m ³ /cabeça)
Bovinos	18,25	28,3	18,25
Bubalinos	21,90	31,9	21,90
Equinos	14,60	31,9	14,60
Ovinos	2,56	5,6	2,56
Suínos	7,30	17,3	7,30
Caprinos	2,56	22,1	2,56
Aves	0,13	22,1	0,13

- ✓ *Carga poluente*: os fatores de emissão de carga poluente potenciais de DBO também são os adotados pelo “Manual de Procedimentos para Outorga do Uso da Água para Irrigação e Dessedentação e Criação de Animal”. A Tabela 6.9 mostra os fatores.

TABELA 6.9
FATORES DE EMISSÃO DE CARGA POLUENTE (DBO) PARA AS ATIVIDADES PECUÁRIAS

Rebanho	Carga DBO anual (Kg/cabeça)
Bovinos	200
Bubalinos	200
Equinos	200
Ovinos	25
Suínos	32,9
Caprinos	1,61
Aves	1,61

A Tabela 6.10 exibe o efetivo dos rebanhos, as estimações para a captação e consumo anual de água e a carga poluente gerada. Como não foi possível se obter dados desagregados sobre o efetivo dos rebanhos segundo a forma de criação (extensiva X intensiva), o captação e o consumo total de água foram estimados aplicando-se os coeficientes para as criações extensiva e intensiva, separadamente, ao efetivo total dos rebanhos. Portanto, estes números devem ser vistos sobretudo como uma aproximação dos volumes efetivamente captados e consumidos. Já a carga de DBO foi obtida multiplicando-se o efetivo dos rebanhos pelos coeficientes da Tabela 9.

Utilizando-se os coeficientes para criação extensiva, o consumo (e captação) total estimado foi de 292.822.074,8 m³, com o consumo do rebanho bovino representando 85% deste volume. Ao se utilizar os coeficientes da criação intensiva, a captação estimada alcança 3.754.431.134 m³. Este valor mostra-se extremamente alto e parece resultar de uma sobrestimação considerável dos coeficientes de captação propostos no Manual da bacia do rio Paraíba do Sul. Por exemplo, o coeficiente de captação proposto para criação intensiva de aves é mais de 170 vezes o valor do coeficiente adotado para o consumo. A comparação dos volumes totais captados e consumidos na criação de aves utilizando-se os dados para criação intensiva fornece fortes indícios de sobrestimação da captação: a captação total destinada à criação de aves é estimada em 3,3 bilhões de m³ (88% da captação total), enquanto o consumo estimado de 19 milhões de m³ corresponde a apenas 0,5% do volume captado para a criação de aves. Quanto à carga total de DBO, esta foi estimada em 3,2 milhões de toneladas anuais, sendo a maior parte gerada pelos rebanhos bovinos (2,7 milhões de toneladas).

TABELA 6.10
CAPTAÇÃO E CONSUMO DE ÁGUA , POR TIPO DE REBANHO, E CARGA POLUENTE GERADA

Rebanho	Efetivo dos rebanhos	Coeficientes para criação extensiva	Coeficientes para criação intensiva		Carga DBO (t)
		Captação e consumo (m ³)	Captação (m ³)	Consumo (m ³)	
Bovinos	13.700.785	250.039.326,25	387.732.215,5	250.039.326,25	2.740.157
Bubalinos	57.141	1.251.387,9	1.822.797,9	1.251.387,9	11.428,2
Equinos	529.739	7.734.189,4	16.898.674,1	7.734.189,4	105.947,8
Ovinos	257.291	658.664,9	1.440.829,6	658.664,9	6.432,28
Suínos	1.845.427	13.471.617,1	31.925.887,1	13.471.617,1	60.714,55
Caprinos	69.621	178.229,8	1.538.624,1	178.229,8	112,09
Aves	149.912.765	19.488.659,5	3.313.072.106,5	19.488.659,5	257.459,55
TOTAL		292.822.074,8	3.754.431.134,8	292.822.074,8	3.182.369,07

6.3.2 Impacto da cobrança pelo uso da água na pecuária

Para se calcular o valor total da cobrança pelo uso da água na pecuária paulista, foram aplicados os valores médios calculados pelo estudo CNEC/FIPE: R\$ 0,003 /m³ para captação, R\$ 0,013 /m³ para consumo e R\$ 0,278 /Kg de DBO para poluição. A Tabela 6.11 mostra os valores totais a serem cobrados por captação e consumo, admitindo-se que será captada a quantidade exata a ser consumida pelos animais no caso dos coeficientes para criação extensiva. Como o uso dos valores propostos pelo estudo CNEC/FIPE para a cobrança por poluição implicaram em totais extremamente altos, preferiu-se omitir a análise destes números na tabela⁴⁸.

⁴⁸ Apenas a cobrança relativa à criação de bovinos geraria uma receita estimada próxima de R\$ 760 milhões. Ademais, a exemplo do que ocorre na bacia do rio Paraíba do Sul, dificilmente a cobrança por poluição será implementada no caso da criação extensiva. Portanto, a análise da cobrança por poluição utilizando-se o efetivo total dos rebanhos não se justifica.

TABELA 6.11
POTENCIAL DE ARRECADAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA PECUÁRIA

Rebanho	Potencial de arrecadação (coeficientes para criação extensiva)		Potencial de arrecadação (coeficientes para criação intensiva)	
	Captação (R\$)	Consumo (R\$)	Captação (R\$)	Consumo (R\$)
Bovinos	750.117,98	3.250.511,24	1.163.196,65	3.250.511,24
Bubalinos	3.754,16	16.268,04	5.468,39	16.268,04
Equinos	23.202,57	100.544,46	50.696,02	100.544,46
Ovinos	1.975,99	8.562,64	4.322,49	8.562,64
Suínos	40.414,85	175.131,02	95.777,66	175.131,02
Caprinos	534,66	2.316,99	4.615,87	2.316,99
Aves	58.465,98	253.352,57	9.939.216,32	253.352,57
TOTAL	878.466,22	3.806.686,97	11.263.293,40	3.806.686,97

Considerando-se os coeficientes da criação extensiva, a cobrança por captação geraria uma receita de R\$ 878.466,22 e a parte relativa ao consumo R\$ 3.806.686,97. Já o uso dos coeficientes para a criação intensiva resulta em uma estimativa bem superior para a arrecadação relativa à captação, que totalizaria R\$ 11.263.293,40. A discrepância entre os valores arrecadados aplicando-se os coeficientes relativos às criações extensiva e intensiva deve-se à sobrestimação dos valores de captação no caso da criação intensiva, principalmente para a criação de aves. Naturalmente, os valores estimados com base nos coeficientes da pecuária intensiva representariam um impacto financeiro sobre os usuários que inviabilizaria a cobrança nestes patamares.

6.3.2.1 *Impactos financeiros da cobrança pelo uso da água sobre os custos de produção e rentabilidade da pecuária: o caso da pecuária intensiva de corte*

A análise do impacto da cobrança em termos de custo e da rentabilidade das atividades pecuárias mais uma vez encontra limitações na escassez de dados disponíveis. Para fins de ilustração, avalia-se aqui o caso da pecuária de corte de criação intensiva, a partir dos dados de custo e rentabilidade disponíveis para o estado de Mato Grosso. Mas vale ressaltar que, uma vez obtidos dados de custo para outras atividades pecuárias, a metodologia de comparação aqui adotada pode ser aplicada de maneira imediata.

A Tabela 6.12 apresenta o custo e a rentabilidade média (R\$/cabeça) para rebanhos de diferentes portes, considerando-se o pagamento pelos três fatos geradores (captação, consumo e poluição). Supondo-se um consumo de água de 28,3 m³ por cabeça e uma produção de DBO de 200 kg/ano, o valor médio da cobrança seria de R\$ 56,05 /cabeça. Isto representa um impacto considerável em termos de custo: a cobrança representaria um aumento 21,1% no custo médio dos estabelecimentos menores, 24,1% nos estabelecimentos com 1.500 cabeças e 32,6% nos

rebanhos de grande porte (7.500 cabeças). Estes valores dificilmente poderiam ser absorvidos pelos pecuaristas. No caso de rebanhos de 500 e 1.500 cabeças, o valor da cobrança seria superior à rentabilidade média, ou seja, os pecuaristas pagariam para trabalhar.

TABELA 6.12
IMPACTO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA (CAPTAÇÃO, CONSUMO E POLUIÇÃO)
SOBRE O CUSTO DE PRODUÇÃO E RENTABILIDADE DA PECUÁRIA INTENSIVA DE
CORTE

	Tamanho do rebanho		
	500 cabeças	1.500 cabeças	7.500 cabeças
Custo	262,78	232,41	172,15
Receita	284,71	282,62	280,11
Rentabilidade	21,93	50,21	107,95
Estimativa do uso da água	28,3	28,3	28,3
Valor da cobrança	56,05	56,05	56,05
Percentual em termos de custo	21,1%	24,1%	32,6%
Percentual em termos de rentabilidade	256%	112%	52%

Nota: Fonte dos dados: Anualpec (2002), citado por CIDS (2003)

Considerando-se agora apenas a parte da cobrança relativa à captação e ao consumo, o valor médio da cobrança sofreria uma redução drástica, caindo para R\$ 0,45 /cabeça. Em termos do custo médio, a cobrança representaria um acréscimo pequeno para os rebanhos de diferentes portes: 0,2% no caso das criações de 500 e 1.500 cabeças, e 0,3% no caso das criações de 7.500 cabeças. O valor da cobrança corresponderia a 2% da rentabilidade média nas criações de 500 cabeças, decaindo para 0,9% da rentabilidade nas criações de 1.500 cabeças e 0,4% nas de 7.500 cabeças.

TABELA 6.13
IMPACTO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA (CAPTAÇÃO E CONSUMO) SOBRE O
CUSTO DE PRODUÇÃO E RENTABILIDADE DA PECUÁRIA INTENSIVA DE CORTE

	Tamanho do rebanho		
	500 cabeças	1.500 cabeças	7.500 cabeças
Custo	262,78	232,41	172,15
Receita	284,71	282,62	280,11
Rentabilidade	21,93	50,21	107,95
Estimativa do uso da água	28,3	28,3	28,3
Valor da cobrança	0,45	0,45	0,45
Percentual em termos de custo	0,2%	0,2%	0,3%
Percentual em termos de rentabilidade	2,0%	0,9%	0,4%

Nota: Fonte dos dados: Anualpec (2002), citado por CIDS (2003)

Os resultados acima indicam que a cobrança poderia ser assimilada pelos criadores de rebanho bovino caso sejam aplicadas somente os componentes relativos à captação e consumo de água.

Caso o valor da cobrança também incorpore a poluição nos termos propostos no estudo CNEC/FIPE, o impacto sobre o custo e a rentabilidade seria excessivo, inviabilizando a cobrança neste segmento.

7. REPERCUSSÃO DOS RESULTADOS

7. REPERCUSSÃO DOS RESULTADOS

São relatadas a seguir as reações dos participantes das reuniões realizadas com os principais usuários de água, para apresentação dos resultados da Etapa 9 - “Impacto da Cobrança pelo Uso da Água por Tipo de Usuário”. Vale ressaltar que o relatado neste capítulo baseia-se exclusivamente na interpretação dos representantes do consórcio JMR/ENGECORPS presentes às reuniões de apresentação, não representando, de forma alguma, o ponto de vista oficial de nenhuma das entidades ou empresas presentes às reuniões.

Setor Saneamento

Os resultados da Etapa 9 relativos ao uso doméstico foram, de uma maneira geral, bem recebidos pelos representantes das companhias de saneamento presentes às apresentações, não havendo por parte delas nenhum questionamento em relação à metodologia adotada na análise.

Foi sugerido por um dos representantes do setor que, uma vez que há dados disponíveis sobre receitas das companhias de saneamento relativas à captação de água e coleta de esgoto no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), seria oportuno utilizar estas informações para se estimar o potencial impacto financeiro da cobrança sobre as companhias de saneamento em termos de faturamento. Esta sugestão foi incorporada à análise e os resultados incluídos neste Relatório Final da Etapa 9.

Usuários industriais

Os usuários industriais presentes à reunião, de uma maneira geral, aprovaram a metodologia adotada na análise. Os participantes, em princípio, concordaram com a conclusão geral do trabalho, de que a introdução da cobrança nas bacias hidrográficas de São Paulo pode gerar resultados ambientais expressivos sem acarretar aumentos de custos significativos para a indústria. Contudo, estes observaram que, devido à heterogeneidade do setor, algumas atividades mais intensivas em água podem sofrer um maior impacto financeiro decorrente da cobrança. Estes impactos muitas vezes passam despercebidos nos estudos, que necessariamente tratam os setores de forma agregada e em termos de valores médios. Os participantes recomendaram cautela na discussão de valores da cobrança no âmbito dos comitês de bacia hidrográfica, de modo a não penalizar sobremaneira estas atividades industriais mais sensíveis à cobrança.

Foi ainda observado que o uso de dados restritos à bacia do rio Paraíba do Sul, apesar de fornecer a melhor aproximação possível para a avaliação do impacto da cobrança devido à falta de dados mais abrangentes para o estado de São Paulo, pode não refletir de forma precisa a realidade das demais UGRHIs do estado. Mais uma vez, os participantes alertaram para a necessidade de se analisar os resultados do estudo com cautela.

Fugindo ao escopo da discussão dos resultados do estudo propriamente dito, os participantes manifestaram preocupação quanto à incidência da cobrança sobre os diversos setores usuários. Estes alertaram para o perigo da cobrança recair principalmente sobre a indústria. Foi ressaltado que a experiência internacional mostra que a agricultura raramente paga pelo uso da água e, devido às dificuldades financeiras enfrentadas pelo setor saneamento no Brasil, também haja

pressão da parte deste setor para a redução dos valores cobrados sobre estas companhias. Os usuários industriais apontaram a necessidade de se garantir o caráter participativo da cobrança.

Usuários agrícolas

Os usuários agrícolas presentes à reunião, de uma maneira geral, aprovaram a metodologia adotada na análise. Contudo, os participantes alertaram para as limitações impostas ao estudo decorrentes da escassez de informações sobre a agricultura irrigada. Em particular, foram destacados os seguintes pontos:

Atualização dos dados: os dados sobre a agricultura irrigada no estado de São Paulo foram baseados no “Levantamento Censitário de Unidades de Produção Agrícola 1995-1996”. Para uma análise que possa inferir de maneira mais precisa o impacto da cobrança sobre o setor, faz-se necessária a obtenção de dados mais atualizados, que reflitam a atual conjuntura da agricultura irrigada no estado;

Representatividade regional: os usuários apontaram a necessidade de se incorporarem ao estudo algumas culturas irrigadas importantes no estado de São Paulo, excluídas da análise devido à ausência de dados sobre custos de produção e/ou coeficientes de irrigação. Observou-se ainda a necessidade de se utilizar coeficientes de uso da água que reflitam a realidade das tecnologias de irrigação adotadas no estado;

Impactos financeiros: por fim, destacou-se ainda a dificuldade de se calcular de forma precisa o impacto financeiro da cobrança devido à volatilidade dos preços agrícolas, o que dificulta a estimativa da cobrança em termos do percentual do faturamento e/ou do custo dos agricultores.

Apesar destas observações, todas decorrentes das limitações das informações sobre a agricultura irrigada, os participantes aprovaram a metodologia aplicada no estudo. Os agricultores mostraram-se dispostos no futuro, a fornecer dados mais recentes e precisos sobre as práticas de irrigação no estado de São Paulo, a serem obtidos através de consultas aos sindicatos rurais associados à FAESP. Tal providência parece-nos fundamental para subsidiar as futuras discussões dos valores de cobrança e do impacto sobre os usuários agrícolas no âmbito dos comitês de bacias hidrográficas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACTON, J.P., BRIDGER, M.M., SOHLBERG, R., 1980, Estimating Residential Electricity Demand under Declining-Block Tariffs: An Econometric Study Using Microdata. *Applied Economics*, v.12, pp.145-161.
- AGTHE, D.E., BILLINGS, R.B., 1996, Water Price Effect on Residential and Apartment Low-Flow Fixtures. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v.122, n.1, pp.20-23.
- AMEMYIA, T., MACURDY, 1986, Instrumental-Variable Estimation of an Error-Components Model. *Econometrica*, v.54, n.4, pp.869-880.
- ANDERSON, R.G., THURSBY, J.G., 1986, Confidence Intervals for Elasticity Estimators in Translog Models. *Review of Economics and Statistics*, v.68, n.4, pp.647-656.
- ARROW, K.J., CHENERY, H.B., MINHAS, B.S., SOLOW, R.M., 1961, Capital-Labor Substitution and Economic Efficiency. *Review of Economics and Statistics*, v.63, n.3, pp. 225-247.
- BABIN, F. G., WILLIS, C. E., ALLEN, P. G., 1982, Estimation of Substitution Possibilities Between Water and Other Production Inputs. *American Journal of Agricultural Economics*, v.64, n.1, pp.148-151.
- BARNETT, W.A., 1985, The Minflex-Laurent Translog Flexible Functional Form. *Journal of Econometrics*, v.30, n.1/2, pp.33-44.
- BERBEL, J., LIMON, J. A. G., 2000, The Impact of Water Pricing Policy in Spain: an Analysis of Three Irrigated Areas. *Agricultural Water Management*, vol.43, pp.219-238.
- BERNDT, E.R., 1996, *The Practice of Econometrics*. Addison-Wesley Publishing Company, Inc.
- BERNDT, E.R., KHALED, M.S., 1979, Parametric Productivity Measurement and Choice Among Flexible Functional Forms. *Journal of Political Economy*, v.87, n.6, pp.1220-1245.
- BILLINGS, R.B., 1982, Specification of Block Rate Price Variables in Demand Models. *Land Economics*, v.58, pp.386-394.
- BILLINGS, R.B., AGTHE D.E., 1980, Price Elasticities for Water: A Case of Increasing Block Rates. *Land Economics*, v.56, pp.73-84.
- BONTEMPS, C., COUTURE, S., 2002, Irrigation Water Demand for the Decision Maker. *Environment and Development Economics*, vol.7, pp.643-657.
- BREUSCH, T.S., MIZON, G.E., SCHMIDT, 1989, Efficient Estimation Using Panel Data. *Econometrica*, v.57, n.3, 695-700.

- BRESSERS, H.T., SCHUDEBOOM, J., 1996, *A survey of effluent charges and other economic instruments in Dutch environmental policy*. OCDE, mimeo.
- BURTLESS, G., HAUSMAN, J.A., 1978, The Effect of Taxation on Labor Supply: Evaluating the Gary Negative Income Tax Experiment. *Journal of Political Economy*, v.86, n.6, pp.1103-1130.
- CADIOU, A., TIEN DUC, N., 1996, The use of pollution charges in water management in France. OCDE, mimeo.
- CASTRO, Zulma Guzman, 2003, "Case Study: The Colombian Water Tax". In *Economic Instruments for Water Management: Experiences from Europe and Implications for Latin America and the Caribbean*. BID, Regional Policy Dialogue Study Series.
- CEMIG, 1993. Estudo de Otimização Energética. Belo Horizonte. 22p.
- Centro Internacional de Desenvolvimento Sustentável (CIDS), 2003, Estudos Econômicos Específicos de Apoio à Implantação da Cobrança para os Setores Agropecuário, Industrial e Hidrelétrico. Convênio de Cooperação Técnica ANA/CIDS.
- CHICOINE, D.L., DELLER, S.C., RAMARMUTHY, G., 1986, Water Demand Estimation under Block Rate Pricing: A Simultaneous Equation Approach. *Water Resources Research*, v.22, n.6, pp.859-863.
- CHICOINE, D.L., RAMARMUTHY, G., 1986, Evidence on the Specification of Price in the Study of Domestic Water Demand. *Land Economics*, v.62, n.1, pp.26-31.
- CHRISTENSEN, L. R., JORGESON, D., LAU, L.J., 1971, Conjugate Duality and the Transcendental Logarithmic Production Function. *Econometrica*, v.39, n.3, pp.255-256.
- CHRISTENSEN, L. R., JORGESON, D., LAU, L.J., 1972, Conjugate Duality and the Transcendental Logarithmic Production Frontiers. Discussion Paper 238, Cambridge, Mass: Harvard Institute for Economic Research.
- CHRISTENSEN, L. R., JORGESON, D., LAU, L.J., 1973, Transcendental Logarithmic Production Frontiers. *Review of Economics and Statistics*, v.55, n.1, pp.28-45.
- CNEC/FIPE (1995). Elaboração de Estudo para Implementação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.
- Commissariat Général du Plan, 2001, *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine*, Paris: La Documentation Française.
- CORRAL, L., FISHER, A.C., HATCH, N.W., 1998, Price and Non-Price Influences on Water Conservation: An Econometric Model of Aggregate Demand under Nonlinear Budget Constraint. In: *Annals of the Agricultural Economics Association*, Salt Lake City.

- DANIELSON, L.E., 1979, An Analysis of Residential Demand for Water Using Micro Time-Series Data. *Water Resources Research*, v.15, n.4, pp.763-767.
- DE ROOY, J., 1974, Price Responsiveness of the Industrial Demand for Water. *Water Resources Research*, v.10, n.3, pp.403-406.
- DGCCRF (Direction Général de la Concurrence, de la Consommation et de la Regression des Fraudes), 2001, *Enquête sur le prix de l'eau 1995/2000*, Paris: Ministère de l'Économie.
- DIEWERT, W. E., 1971, An Application of the Shephard Duality Theorem: a Generalized Linear Production Function. *Journal of Political Economy*, v.79, n.3 , pp.482-507.
- DIEWERT, W.E., WALES T.J., 1987, Flexible Functional Forms and Global Curvature Conditions. *Econometrica*, v.55, n.1, pp.43-68.
- DUPONT, D. P., RENZETTI, S., 2001, The Role of Water in the Canadian Manufacturing Sector. Department of Economics, Brock University, mimeo.
- ELBADAWI, I., GALLANT, A.R., SOUZA, G., 1983, An Elasticity Can Be Estimated Consistently Without a Prior Knowledge of Functional Form. *Econometrica*, v.51, n.6, pp. 1731-1752.
- FERES, J. e REYNAUD, A., 2003, Industrial Water Use, Cost Structure and Environmental Policy in Brazil. In: *Anais do XXV Encontro Nacional de Econometria*, Volume 2.
- FÉRES, José Gustavo e Ronaldo SEROA DA MOTTA, 2004, "Country case: Brazil". In *Economic Instruments for Water Management*, London: Edward Elgar Publishing.
- FNP Consultoria e Comércio, 2002, Anuário da Pecuária Brasileira (ANUALPEC).
- FOSTER, H.S. Jr., BEATTIE, B.R., 1979, Urban Residential Demand for Water in United States. *Land Economics*, v.55, n.1, pp.43-58.
- FOSTER, H.S. Jr., BEATTIE, B.R., 1981, On the Specification of Price in Studies of Consumer Demand under Block Price Schedules. *Land Economics*, v.57, pp.624-629.
- FRAITURE, C., PERRY, C., 2002, Why Is Irrigation Demand Inelastic at Low Price Ranges? International Water Management Institute, mimeo.
- Fundação COPPETEC, 2002, *Plano de Recursos Hídricos para a Fase Inicial da Cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul*, Rio de Janeiro.
- GALLANT, A.R., 1981, On the Bias of Flexible Functional Forms and an Essentially Unbiased Form: the Fourier Flexible Form. *Journal of Econometrics*, v.15, n.2, pp.211-245.
- GARRIDO, A., VARELA-ORTEGA, C., SUMPSI, J. M., 1997, The Interaction of Agricultural Pricing Policies and Water Districts' Modernization Programs: A Question With Unexpected Answers. Proceedings of the Eighth Conference of the European Association of environmental and Resource Economists, Tilburg, The Netherlands.

- GIBBS, K., 1978, Price Variable in Residential Water Demand Models. *Water Resources Research*, v.14, n.1, pp.15-18.
- GIBBS, K., 1978, Price Variable in Residential Water Demand Models. *Water Resources Research*, v.14, n.1, pp.15-18.
- GOTTLIEB, M., 1963, Urban Domestic Demand for Water: A Kansas Case Study. *Land Economics*, v.39, n.2, pp.204-210.
- GRAY, W., SHADBEGIAN, R., 1993, Environmental Regulation and Manufacturing Productivity at the Plant Level. Center for Economic Studies, U. S. Census Bureau, Discussion Paper No. CES 93-6.
- GREBENSTEIN, C. R., FIELD, B. C., 1979, Substituting for Water Inputs in U. S. Manufacturing. *Water Resources Research*, v.15, n.2, pp.228-232.
- Guide de l'Eau*, 2001, Paris: Éditions Johanet.
- HANSEN, L.G., 1996, Water and Energy Price Impacts on Residential Water Demand in Copenhagen. *Land Economics*, v.72, n.1, pp.66-79.
- HASSINE, N.B., THOMAS, A., 2001, Aversion au Risque et Décisions de Production des Agriculteurs: le Cas de l'Agriculture Irriguée en Tunisie. *Economie Rurale*, n.266, pp.91-108.
- HAUSMAN, J.A., TAYLOR, W.E., 1981, Panel Data and Unobservable Individual Effects. *Econometrica*, v.49, n.6, pp.1377-1398.
- HEADY, E. O., MADSEN, H. C., NICOL, K. J., HARGROVE, S. H., 1973, National and Interregional Models of Water Demand, Land Use, and Agricultural Policies. *Water Resources Research*, vol.9, n.4, pp.777-791.
- HEADY, E.O., DILLON, J.L., 1961, *Agricultural Production Functions*. Ames: Iowa State University Press.
- HEDGES, T. R., 1977, Water Supply and Costs in Relation to Farm Resource Decisions and Profits on Sacramento Valley Farms. Research Report, Giannini Foundation, University of California, Davis.
- HEWITT, J.A., HANEMANN, W.M., 1995, A Discrete/Continuous Choice Approach to Residential Water Demand Under Block Rate Pricing. *Land Economics*, v.71, n.2, pp.173-192.
- HOGLUND, L., 1997, Estimation of Household Demand for Water in Sweden and its Implications for a Potential Tax on Water Use. University of Gotemborg, Working Paper.
- HOWE, C. W., LINAWEAVER, F.P., 1967, The Impact of Price on Residential Water Demand and Its Relation to System Design and Price Structure. *Water Resources Research*, v.3, n.1, pp. 13-32.

- HOWE, C.W., 1982, The Impact of Price on Residential Water Demand: Some New Insights. *Water Resources Research*, v.18, pp.713-716.
- HOWITT, R.E., WATSON, W.D., ADAMS, R.M., 1980, A Reevaluation of Price Elasticities for Irrigation Water. *Water Resources Research*, vol.28, n.6, pp.623-628.
- IGLESIAS, E., GARRIDO, A., SUMPISI, J., VARELA-ORTEGA, C., 1998, Water Demand Elasticity: Implications for Water Management and Water Pricing Policies. *Proceedings of the World Congress of Environmental and Resource Economists*, Venice, Italy.
- JONES, C. V., MORRIS, J. R., 1984, Instrumental Price Estimates and Residential Water Demand. *Water Resources Research*, v.20, n.2, pp.197-202.
- JORGENSON, D.W., 1984, Econometric Models for Modelling Producer Behavior. In: *Handbook of Econometrics*, Volume 3, Z. Griliches e M.D. Intrilligator (eds.), North-Holland, Amsterdam.
- JORGESON, D.W., 1974, Investment and Production: a Review. In: *Frontiers in Quantitative Economics*, M. Intrilligator e D.A. Kendrick (eds.), North-Holland, Amsterdam.
- LIMA, J. E. F. W., FERREIRA, R. S. A., Christofidis, D., 1999, O Uso da Irrigação no Brasil. In: FREITAS, M. A. V.(ed.) *O Estado das Águas no Brasil*, Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Recursos Hídricos.
- MADDALA, G.S., 1989, *Limited-Dependent and Qualitative Variables in Econometrics*. New York, Cambridge University Press.
- McELROY, M.B., 1987, Additive General Error Models for Production, Cost, and Derived Demand or Share Equations. *Journal of Political Economy*, v.95, n.4, pp.737-757.
- McFADDEN, D., 1963, Further Results on CES Production Functions. *Review of Economic Studies*, v.30, n.2, pp.72-83.
- McFADDEN, D., 1978, The General Linear Profit Function. In: *Production Economics: A Dual Approach to Theory and Applications*, Volume 1, Melvyn Fuss e Daniel McFadden (eds.), North-Holland, Amsterdam.
- MELLO, N. T. C., 2000, Estimativa de custo de produção e de desempenho econômico para os principais grãos e mandioca _ Estado de São Paulo _ safra agrícola 1999/2000, *Informações Econômicas*, vol.30, n.7, p.57– 68.
- MOFFIT, R., 1986, The Econometrics of Piecewise-Linear Budget Constraint. *Journal of Business and Economic Statistics*, v.4, n.3, pp.317-328.
- MONTGINOUL, M., RIEU, T., 1996, Instruments Economiques et Gestion de l'Eau d'Irrigation en France. *La Houille Blanche*, n.8, pp.47-54.

- MOORE, C. V., HEDGES, T. R., 1963, A Method For Estimating the Demand for Irrigation Water. *Agricultural Economics Researches*, vol.15, n.4, pp.131-135.
- MOORE, M.R., GOLLEHON, N.R., CAREY, M.B., 1994, Multicrop Production Decisions in Western Irrigated Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, vol.76, n.4, pp.859-874.
- NAUGES, C., THOMAS, A., 2000, Privately Operated Utilities, Municipal Price Negotiation, and Estimation of Residential Water Demand: The Case of France. *Land Economics*, v.76, n.1, pp.68-85.
- NERLOVE, M., 1967, Recent Empirical Studies of the CES and Related Production Functions. In: *The Theory and Empirical Analysis of Production*, M. Brown (ed.), Columbia University Press for NBER, New York.
- NIESWADOMY, M.L., MOLINA, D.J., 1989, Comparing Residential Water Demand Estimates under Decreasing and Increasing Block Rates Using Household Data. *Land Economics*, v.65, n.3, pp.280-289.
- NIESWIADOMY, M.L., 1988, Input Substitution in Irrigated Agriculture in the High Plains of Texas, 1970-1980. *Western Journal of Agricultural Economics*, vol.25, pp.767-773.
- NORDIN, J. A., 1976, A Proposed Modification of Taylor's Demand Analysis: Comment. *The Bell Journal of Economics*, v.7, n.2, pp.719-721.
- OECD, 1999, *Agricultural Water Pricing in OECD Countries*. OECD Working Papers, vol.7, n.33, França, OECD.
- OECD, 2003, *Water: Performance and Challenges in OECD Countries*. Environmental Performance Reviews.
- OGG, C.W., GOLLEHON, N.R., 1989, Western Irrigation Response to Pumping Costs: A Water Demand Analysis Using Climatic Regions. *Water Resources Research*, vol.25, n.5, pp.767-773.
- OPALUCH, J.J., 1982, Urban Residential Demand for Water in the United States: Further Discussion. *Land Economics*, v.58, pp.225-227.
- PERRY, C. J., 2001, *Charging for Irrigation Water: The Issues and Options, With a Case Study From Iran*. Research Report n.14, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- PINO, F. A., 2003, Perfil da Agricultura Irrigada no Final do Século XX, Estado de São Paulo, *Informações Econômicas*, vol.33, n.1, p.18 – 31.
- PINO, F.A.; FRANCISCO, V. L. F. S., 1999, Combinação de culturas na agricultura paulista, *Informações Econômicas*, vol.29, n.10, p. 25-60.

- POINT, P., 1993, Partage de la Ressource en Eau et Demande d'Alimentation en Eau Potable. *Revue Economique*, v.44, n.4, pp.849-862.
- RAY, I, 2002, Farm-Level Incentives for Irrigation Efficiency: Some Lessons From an Indian Canal. *Water Resources Update*, n.121, pp.64-71.
- RENWICK, M., ARCHIBALD, S., 1998, Demand Side Management Policies for Residential Water Use: Who Bears the Conservation Burden. *Land Economics*, v.74, n.3, pp. 343-359.
- RENZETTI, S., 1988, An Econometric Study of Industrial Water Demands in British Columbia, Canada. *Water Resources Research*, v.24, n.10, pp.1569-1573.
- RENZETTI, S., 1992, Estimating the Structure of Industrial Water Demands: The Case of Canadian Manufacturing. *Land Economics*, v.68, n.4, pp.396-404.
- RENZETTI, S., 1999, An Empirical Perspective in Water Pricing Reforms. In: *Water Price Reforms*, A. Dinar (ed.), The World Bank, Washington.
- REYNAUD, A., 2002, An Econometric Estimation of Industrial Water demand in France, Université des Sciences Sociales – Toulouse1, mimeo.
- SCHEFTER, J. E., DAVID, E. L., 1985, Estimating Residential Water Demand under Multi-Part Tariffs Using Aggregate Data. *Land Economics*, v.61, n.3, 272-280.
- SHOENGOLD, K., SUNDING, D. L., 2003, Estimation of Agriculture Water Demand Using Panel Data: Results of a Natural Experiment in Water Rate Reform. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley, mimeo.
- SEROA DA MOTTA, Ronaldo, 1998, *Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil*. Rio de Janeiro: IPEA (Texto para Discussão, 556).
- TAYLOR, L. D., 1975, The Demand for Electricity: A Survey. *The Bell Journal of Economics*, v.6, n.1, pp.74-110.
- THOMAS, Alban, José Gustavo FÉRES e Céline NAUGES, 2004, "Country Case: France". In *Economic Instruments for Water Management*, London: Edward Elgar Publishing.
- TURNOVSKY, S. J., 1969, The Demand for Water: Some Empirical Evidence on Consumers' Response to a Commodity Uncertainty in Supply. *Water Resources Research*, v.5, n.2, pp.350-361.
- UZAWA, H., 1962, Production Functions with Constant Elasticity of Substitution. *Review of Economic Studies*, v.29, n.4, pp.291-299.
- VALERA-ORTEGA, C., SUMPSI, J. M., GARRIDO, A., BLANCO, M., IGLESIAS, E., 1998, Water Pricing Policies, Public Decision Making and Farmers' Response: Implications for Water Policy. *Agricultural Economics*, vol.19, pp.193-202.

WALTERS, A.A., 1963, Production and Cost Functions: An Econometric Survey. *Econometrica*, v.31, n.1, pp.1-66.

WANG, H., LALL, S., 1999, Valuing Water for Chinese Industries: A Marginal productivity Assessment. Development Research Group.

APÊNDICE I
LISTA DOS MUNICÍPIOS INCLUÍDOS NA AMOSTRA

UGRHI 1 - Mantiqueira

Campos do Jordão

UGRHI 2 - Paraíba do Sul

Bananal

Cachoeira Paulista

Canas

Guararema

Guaratinguetá

Jacareí

Lavrinhas

Lorena

Monteiro Lobato

Queluz

Roseira

São José dos Campos

São Luís do Paraitinga

Taubaté

UGRHI 3 - Litoral Norte

Caraguatatuba

UGRHI 4 - Pardo

Cajuru

Ribeirão Preto

Santa Rosa de Viterbo

Serra Azul

UGRHI 5 - Piracicaba/Capivari/Jundiaí

Águas de São Pedro

Americana

Bragança Paulista

Campinas

Campo Limpo Paulista

Cosmópolis

Hortolândia

Indaiatuba

Itatiba

Itupeva

Jaguariúna

Jundiaí

Limeira

Monte Mor

Nova Odessa

Paulínia

Pedreira

Piracicaba

Rio Claro

Salto

Valinhos

Várzea Paulista
Vinhedo

UGRHI 6 - Alto Tietê

Arujá
Barueri
Biritiba-Mirim
Caieiras
Cajamar
Carapicuíba
Cotia
Diadema
Embu
Embu-Guaçu
Ferraz de Vasconcelos
Francisco Morato
Franco da Rocha
Guarulhos
Itapeçerica da Serra
Itapevi
Itaquaquecetuba
Jandira
Mairiporã
Mauá
Moji das Cruzes
Osasco
Pirapora do Bom Jesus
Poá
Ribeirão Pires
Rio Grande da Serra
Salesópolis
Santana de Parnaíba
Santo André
São Bernardo do Campo
São Caetano do Sul
São Paulo
Suzano
Taboão da Serra

UGRHI 7 - Baixada Santista

Bertioga
Cubatão
Guarujá
Itanhaém
Mongaguá
Peruíbe
Praia Grande
Santos
São Vicente

UGRHI 8 - Sapucaí/Grande

Buritizal

Franca
Igarapava
Miguelópolis

UGRHI 9 - Mogi-Guaçu

Engenheiro Coelho
Espírito Santo do Pinhal
Guariba
Leme
Mogi Guaçu
Mogi-Mirim
Pirassununga
Socorro

UGRHI 10 - Tietê/Sorocaba

Alumínio
Araçariguama
Araçoiaba da Serra
Botucatu
Cabreúva
Capela do Alto
Ibiúna
Iperó
Itu
Mairinque
Salto de Pirapora
São Roque
Sorocaba
Tatuí
Vargem Grande Paulista

UGRHI 11 - Ribeira de Iguape

Juquitiba
Registro
São Lourenço da Serra

UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande

Barretos
Colômbia

UGRHI 13 - Tietê/Jacaré

Agudos
Araraquara
Arealva
Areiópolis
Bauru
Dourado
Macatuba
São Carlos
São Manuel

UGRHI 14 - Alto Paranapanema

Bernardino de Campos
Capão Bonito
Fartura
Itaí
Itapetininga
Itapeva
Paranapanema
Piraju
Sarutaiá
Taguaí
Timburi

UGRHI 15 - Turvo Grande

Cajobi
Cardoso
Catanduva
Catiguá
Embaúba
Fernandópolis
Palmares Paulista
Santa Bárbara d'Oeste
São José do Rio Preto

UGRHI 16 - Tietê/Batalha

Avaí
Ibirá
Lins
Novo Horizonte
Piratininga
Pongaí
Presidente Alves

UGRHI 17 - Médio Paranapanema

Alvinlândia
Assis
Duartina
Echaporã
Gália
Lupércio
Óleo
Ourinhos
Paulistânia
Ribeirão do Sul
Ubirajara

UGRHI 18 - São José dos Dourados

General Salgado
Jales

Monte Aprazível

UGRHI 19 - Baixo Tietê

Alto Alegre
Araçatuba
Bento de Abreu
Birigui
Coroados
Lourdes
Rubiácea
Sud Mennucci

UGRHI 20 - Aguapeí

Álvaro de Carvalho
Dracena
Luiziânia
Nova Guataporanga
Paulicéia
Piacatu
Santa Mercedes
Santópolis do Aguapeí
São João do Pau d'Alho
Tupã
Tupi Paulista

UGRHI 21 - Peixe

Adamantina
Marília
Oriente
Oscar Bressane

UGRHI 22 - Pontal do Paranapanema

Presidente Prudente
Santo Anastácio
Taciba

APÊNDICE II
RESULTADO DO SOFTWARE STATA PARA A ESTIMAÇÃO DA
DEMANDA DE ÁGUA POR MÍNIMOS QUADRADOS EM DOIS
ESTÁGIOS

Amostra completa

Instrumental variables (2SLS) regression

Source	SS	df	MS			
Model	3.14987566	3	1.04995855	Number of obs =	188	
Residual	3.41544167	184	.018562183	F(3, 184) =	56.71	
Total	6.56531733	187	.035108649	Prob > F =	0.0000	
				R-squared =	0.4798	
				Adj R-squared =	0.4713	
				Root MSE =	.13624	

	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnp_agua	-.3407555	.0416531	-8.18	0.000	-.4229346	-.2585763
lnsal_med	.1478557	.0133854	11.05	0.000	.1214471	.1742644
lnhidrmt	-.0027605	.0380436	-0.07	0.942	-.0778184	.0722973
_cons	4.021361	.0903552	44.51	0.000	3.843096	4.199627

Instrumented: lnp_agua
 Instruments: lnsal_med lnhidrmt lninvest lndts

Municípios com renda superior à média da amostra

Instrumental variables (2SLS) regression

Source	SS	df	MS			
Model	.703753455	3	.234584485	Number of obs =	71	
Residual	1.45167534	67	.021666796	F(3, 67) =	13.24	
Total	2.15542879	70	.03079184	Prob > F =	0.0000	
				R-squared =	0.3265	
				Adj R-squared =	0.2963	
				Root MSE =	.1472	

	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnp_agua1	-.3249382	.0575928	-5.64	0.000	-.4398939	-.2099826
lnsal_med	.1973546	.0487255	4.05	0.000	.100098	.2946111
lnhidrmt3	-.5043924	.3513374	-1.44	0.156	-1.205665	.1968799
_cons	3.651286	.3649479	10.00	0.000	2.922847	4.379725

Instrumented: lnp_agua1
 Instruments: lnsal_med lnhidrmt3 lninvest lndtsm3

Municípios com renda inferior à média amostral

Instrumental variables (2SLS) regression

Source	SS	df	MS	
Model	.998544509	3	.33284817	Number of obs = 117
Residual	1.82594827	113	.016158834	F(3, 113) = 16.20
Total	2.82449278	116	.024349076	Prob > F = 0.0000
				R-squared = 0.3535
				Adj R-squared = 0.3364
				Root MSE = .12712

Ind_agua2	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
lnp_agua1	-.352327	.0678698	-5.19	0.000	-.4867893 - .2178648
lnsal_med	.107071	.0253238	4.23	0.000	.0568999 .1572422
lnhidrmt3	.0135657	.0414024	0.33	0.744	-.0684599 .0955913
_cons	4.270436	.1581622	27.00	0.000	3.957088 4.583784

Instrumented: lnp_agua1
 Instruments: lnsal_med lnhidrmt3 lninvest lndtsm3

Municípios situados nas UGRHs industrializadas

Instrumental variables (2SLS) regression

Source	SS	df	MS	
Model	1.5259199	3	.508639966	Number of obs = 90
Residual	2.0763669	86	.024143801	F(3, 86) = 24.87
Total	3.6022868	89	.040475133	Prob > F = 0.0000
				R-squared = 0.4236
				Adj R-squared = 0.4035
				Root MSE = .15538

Ind_agua2	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]
lnp_agua1	-.333043	.0720193	-4.62	0.000	-.4762127 - .1898733
lnsal_med	.1640205	.0216526	7.58	0.000	.1209766 .2070643
lnhidrmt3	-.2879176	.4783767	-0.60	0.549	-1.238899 .6630637
_cons	3.910981	.1510158	25.90	0.000	3.610772 4.21119

Instrumented: lnp_agua1
 Instruments: lnsal_med lnhidrmt3 lninvest lndtsm3

APÊNDICE III
SUMÁRIO DAS ELASTICIDADES-PREÇO OBTIDAS NOS PRINCIPAIS
ESTUDOS DA DEMANDA DOMÉSTICA DE ÁGUA

Autores	Amostra	Região	Método de estimação	Elasticidade-preço
Howe e Lineweaver (1967)	dados longitudinais	EUA	MQO	- 0,23
Gibbs (1978)	dados longitudinais	Miami, EUA	MQO	- 0,51
Foster e Beattie(1979)	dados longitudinais	EUA	MQO	- 0,52
Billings(1982)	séries temporais	Tucson, EUA	Variáveis Instrumentais	- 0,70
Jones e Morris(1984)	dados longitudinais	Denver, EUA	Variáveis instrumentais	- 0,44 a - 0,14
Scheffer e David(1985)	dados longitudinais	Wisconsin, EUA	MQO	- 0,12
Chicoine et al.(1986)	dados longitudinais	Illinois, EUA	Equações simultâneas	- 0,71
Chicoine e Ramarmuthy(1986)	dados de painel	Illinois, EUA	MQO	- 0,48
Nieswadomy e Molina(1989)	dados de painel	Denton, EUA	VI, MQ2E	- 0,86 a - 0,36
Point(1993)	dados longitudinais	Gironde, França	MQO	- 0,17