

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Centro Socioeconômico - CSE
Departamento de Economia e Relações Internacionais - CNM

MATEUS RIGO NORILLER

ANÁLISE DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA:
Uma Abordagem de Equilíbrio Geral

Florianópolis, 2015

MATEUS RIGO NORILLER

**ANÁLISE DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA:
Uma Abordagem de Equilíbrio Geral**

Monografia submetida ao curso de Ciências Econômicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito obrigatório para a obtenção do grau de Bacharelado.

Orientador: Prof. Dr. Arlei Luiz Fachinello

Florianópolis, 2015

MATEUS RIGO NORILLER

**ANÁLISE DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA:
Uma Abordagem de Equilíbrio Geral**

A banca examinadora resolveu atribuir a nota **10,0** ao aluno **Mateus Rigo Noriller** na disciplina CNM 7107 – Monografia pela apresentação deste trabalho.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Arlei Luiz Fachinello
Orientador

Prof. Dr. Francis Carlo Petterini Lourenço
Membro da Banca

Prof. Dr. Guilherme Valle Moura
Membro da Banca

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, devo imensurável gratidão a meus pais, João e Nilse, e a meu irmão, Filipe. Vocês sempre foram, e continuam sendo, os grandes mestres que transmitiram a mim os valores que me permitiram conquistar o (pouco) que conquistei até agora. Obrigado pelo respeito que sempre tiveram pelos meus sonhos (do *skate* ao alemão), pela incansável dedicação ao me ajudar na busca dos meus objetivos e pelo amor que tornou tudo mais fácil quando “as coisas lá fora” pareciam impossíveis. Vocês são uma fonte de inspiração.

Em segundo lugar, agradeço à Michele, minha amada companheira, conselheira e confidente. Na sua aparente fragilidade, você se agigantou nos momentos de dificuldade, colocou os próprios problemas em segundo plano, tratou os meus como se também fossem seus e me mostrou que o amor verdadeiro é um recurso poderoso. É um privilégio compartilhar a vida e os planos para o futuro com alguém tão doce quanto você.

Tia Lala, Luba e Juba: vocês sempre acreditaram mais em mim do que eu mesmo e, talvez sem querer, me ensinaram muito sobre a vida. Agradeço pelo carinho e pela confiança, mas não pelo barulho e pela bagunça (risos).

Sob pena de injustamente esquecer algum nome, também agradeço aos colegas de graduação e amigos Gustavo Canova, Leonardo F. Favaretto, Bruno B. Torri, Marcelo M. de Albuquerque, Homero B. Pugliesi, Wagner S. Vicenzi e Bruno Cittolin Smaniotto. Com vocês, aprendi que “é nós que voa”, que “os ogro tão na academia” e que o passe do RU é o ativo mais seguro do país. Obrigado pelos bons momentos – eles deixarão saudade.

Por fim, agradeço aos professores André Portela, Eva Y. A. da Silva Catela, Francis C. Petterini Lourenço, Guilherme V. Moura, Marcelo Arend, Pablo F. Bittencourt, Pedro A. Vieira e Sérgio da Silva. Cada qual a seu modo, vocês influenciaram a minha maneira de ver o mundo e me ajudaram (direta ou indiretamente) a crescer intelectualmente. Foi uma honra compartilhar a sala de aula com vocês. Em especial, agradeço ao Prof. Arlei Luiz Fachinello, meu orientador não só de monografia, mas também de “formação”. Você acreditou no meu potencial, me deu oportunidades para desenvolvê-lo e me ensinou a distinguir o “preciosismo” do “relevante”. Foi um privilégio trabalhar com você.

Acreditar, agir e perseverar.

(J.A.N.)

RESUMO

Políticas voltadas para a preservação dos recursos hídricos ganharam importância nos anos recentes. Dentre as diversas formas de implementá-las, a utilização de instrumentos econômicos ocupa lugar de destaque. Tais instrumentos visam atingir os objetivos ambientais propostos através de mecanismos de mercado. No Brasil, sobretudo com a intensificação da crise hídrica nos anos 2014 e 2015, ganhou ímpeto a política de cobrança pelo uso da água. O apelo à cobrança se deve ao fato de que ela atua através de dois mecanismos: ao mesmo tempo em que sinaliza aos agentes o verdadeiro valor econômico da água e incentiva a racionalização do consumo, ela gera receitas que podem ser utilizadas para financiar projetos de preservação. Este trabalho buscará analisar os impactos econômicos da implementação da cobrança pelo uso quantitativo da água através de um modelo simplificado de equilíbrio geral. A água será incluída no modelo de duas formas: água tratada, que será um bem de consumo final; e água bruta, que será um insumo demandado pelas firmas. A cobrança incidirá apenas sobre o consumo de água bruta. Os recursos arrecadados pelo Governo com a cobrança serão utilizados para contratar serviços de preservação dos recursos hídricos. Tais serviços serão adquiridos pelo Governo e transferidos às famílias sob a forma de um bem público. Dois cenários distintos serão analisados: um no qual a cobrança é implementada isoladamente; e outro no qual a cobrança é implementada juntamente com uma política de quotas de consumo. Os resultados desses cenários serão comparados com os resultados do cenário básico sem cobrança. Os resultados mostrarão que a cobrança isolada pode trazer melhores resultados do que as políticas combinadas em termos de bem-estar do consumidor. Por outro lado, ao contrário do que prevê a literatura e a perspectiva de equilíbrio parcial, não foram observadas reduções no consumo total de água bruta quando da implementação da cobrança isolada.

Palavras-chave: água, cobrança pelo uso, equilíbrio geral.

ABSTRACT

Water policies have become more and more important in recent years. Among numerous ways to implement them, economic instruments are regarded as central in the environmental agenda. The purpose of such instruments is to achieve policy goals through market mechanisms. In Brazil for instance, especially due to the escalation of the so called “water crisis” in 2014 and 2015, charging for water consumption has become a common practice in basins under federal management. The rationale behind water charging is that its effects are twofold: not only does it signal to economic agents what the real value of this resource is and thus leads to more efficient consumption levels, but it also generates revenues that can be directed to the funding of preservation initiatives. This study analyzes the economic impacts of charging for water consumption using a simple general equilibrium model. Water is included in the model in two different ways: as treated water, which is a good for final consumption of households; and raw water, which is an input used by firms in their production processes. The charging is made with respect to the volume of raw water consumed. The revenues collected by the Government are spent in the hiring of preservation services which are provided privately. The Government pays for such services and transfers them in the form of a public good to households. Two scenarios are analyzed: one in which water charging is implemented on its own; and one in which it is combined with a consumption quota policy. The results of these simulations are then discussed in comparison with the results of a basic scenario where no policy takes place. We argue that the policy of water charging alone can lead to better results in terms of consumer welfare than the two policies combined. On the other hand, contrary to what is suggested in the literature and in a partial equilibrium approach, we did not find that charging for water consumption alone leads to a reduction in total raw water demand.

Keywords: water, consumption charge, general equilibrium.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
1. 1 TEMA E PROBLEMA DE PESQUISA	7
1. 2 OBJETIVOS	8
1.2.1 Objetivo Geral	8
1.2.2 Objetivos Específicos	8
2. METODOLOGIA.....	9
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
3.1 USO DA ÁGUA E DESAFIOS RELACIONADOS A RECURSOS HÍDRICOS.....	11
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA	14
3.3 IMPACTOS ECONÔMICOS DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA	20
4. A CONSTRUÇÃO DO MODELO	31
4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	31
4.2 MODELO BÁSICO	33
4.3 MODELO COM COBRANÇA.....	39
4.4 MODELO COM COBRANÇA E QUOTA DE EXTRAÇÃO	44
5. CONCLUSÕES	49
REFERÊNCIAS	52

1. INTRODUÇÃO

1.1 TEMA E PROBLEMA DE PESQUISA

A escassez e a poluição da água são problemas globais e de importância crescente. Enquanto as projeções apontam para um crescimento da demanda mundial por água de cerca de 55% até 2050, estima-se que 20% dos aquíferos ao redor do mundo estejam sendo atualmente superexplorados (ONU, 2015). Dentre as principais causas apontadas para a degradação e a insuficiência da oferta de recursos hídricos em diversas regiões, figuram o crescimento populacional, a expansão agrícola e a forte industrialização registrados no último século (SANTOS, 2010). No Brasil, os anos de 2014 e 2015 foram particularmente emblemáticos com relação ao assunto “água”: testemunhou-se o (possível) ápice do problema que ficou conhecido como “crise hídrica”. Segundo a Agência Nacional de Águas, as causas da crise hídrica seriam não somente as menores taxas pluviométricas, mas também fatores relacionados à gestão da demanda e à garantia da oferta (ANA, 2014).

Não é difícil perceber que esse problema está intimamente relacionado a questões econômicas. Além de indispensável para a existência de vida na terra, a água é um recurso essencial à produção de muitos bens e serviços, como alimentos, energia e manufaturados de forma geral (ONU, 2015). De fato, a insuficiência de recursos hídricos para os diversos usos possui impactos diretos no dia a dia da população e na economia (ANA, 2014). Por tais motivos, a discussão sobre como tornar o uso da água mais racional e sustentável tem ganhado ímpeto nos últimos anos. Dentre as medidas consideradas prioritárias, figuram o aprimoramento de técnicas de reuso, a redução do desperdício, a implementação de ações de conservação dos mananciais e investimentos em infraestrutura (ANA, 2014).

Em meio ao debate sobre políticas ambientais voltadas aos recursos hídricos, e devido à tendência de reconhecer a água como um bem finito dotado de valor econômico, ganharam importância os mecanismos de mercado para solucionar ou amenizar problemas de escassez e poluição (SANTOS, 2010). Em vários países, surgiu aquilo que se convencionou chamar “cobrança pelo uso da água”. No Brasil não foi diferente: a cobrança por usos quantitativo e qualitativo tem sido gradualmente implementada desde o início da década de 2000 (CÁNEPA, 2010). Não se trata da cobrança pelo consumo da água tratada e encanada que chega até os consumidores finais e que é tipicamente provida por empresas de saneamento. Em vez disso, trata-se da cobrança pela retirada (ou pelo lançamento) de corpos hídricos diretamente de rios e açudes que, na ausência da cobrança, seria feita “livremente” pelos

usuários. Os objetivos da cobrança são basicamente dois: sinalizar aos usuários o valor econômico da água, de modo a racionalizar (no sentido microeconômico) os níveis de consumo; e gerar receitas que permitam viabilizar outras medidas de conservação dos recursos hídricos, como investimentos em infraestrutura, campanhas e pesquisa, por exemplo (SANTOS, 2010).

Pode-se perceber, portanto, que a cobrança possui uma complexa imbricação com questões econômicas: ela surge para resolver um problema de mercado (desequilíbrio entre oferta e demanda por água) que possui impactos diretos sobre a economia e o faz através do próprio mercado. No entanto, apesar da disseminação da prática de cobrança no país, são poucos os estudos publicados nacionalmente até o presente momento sobre os impactos econômicos da sua implementação. A maioria dos trabalhos acadêmicos já desenvolvidos trata ou de aspectos técnicos da cobrança ou de análises de equilíbrio parcial. Até onde é do conhecimento deste autor, não foram publicados, no Brasil, estudos que investiguem os impactos de equilíbrio geral da cobrança pelo uso da água sobre a economia do país, i.e., estudos dos efeitos da cobrança sobre o sistema econômico como um todo. Por esse motivo, o presente trabalho objetiva dar um pequeno passo na direção do preenchimento dessa lacuna. É importante salientar que não se pretende, aqui, desenvolver uma análise empírica. Trata-se, antes disso, de um esforço de compreensão das formas através das quais a cobrança pode ser introduzida num modelo de equilíbrio geral e das análises e conclusões que se podem derivar desse modelo.

1. 2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Analisar os impactos da cobrança pelo uso da água sobre o sistema econômico através de um modelo simplificado de equilíbrio geral.

1.2.2 Objetivos Específicos

- I. Caracterizar a cobrança pelo uso da água e revisar a literatura acerca de seus possíveis impactos econômicos;
- II. Construir um modelo simplificado de equilíbrio geral que incorpore a cobrança pelo uso da água;
- III. Simular a implementação de diferentes políticas de cobrança pelo uso da água e analisar os seus impactos sobre o sistema econômico.

2. METODOLOGIA

Este trabalho constitui um esforço de compreensão do tema “economia e políticas de recursos hídricos” a partir do arcabouço teórico de equilíbrio geral. Trata-se, portanto, de uma pesquisa de caráter exploratório e quantitativo que será conduzida majoritariamente no âmbito teórico. Tendo em vista o propósito de extrair relações as mais elementares possíveis entre a política de cobrança pelo uso da água de e o sistema econômico, não serão feitas considerações empíricas, proposições de novas teorias ou previsões de fenômenos.

Em 1974, Kenneth Arrow chamou atenção para o “notável grau de coerência” entre o vasto número de decisões individuais, e aparentemente desconectadas, de compra e venda em uma economia. Ele argumentou: *“In everyday, normal experience, there is something of a balance between the amounts of goods and services that some individuals want to supply and the amounts that other, different individuals want to sell.”* (ARROW, 1974, p. 253). De fato, segundo Arrow (1974), a questão de como esse equilíbrio se estabelece para a economia como um todo tem despertado o interesse de economistas desde o tempo de Adam Smith.

Léon Walras (1834-1910), em *Compêndio dos Elementos de Economia Política Pura*, deu os primeiros passos naquilo que ficou conhecido como análise de equilíbrio geral. De seus estudos resultaram as duas principais bases teóricas desse ramo da ciência econômica – o *Equilíbrio Walrasiano* e a *Lei de Walras*. A análise de equilíbrio geral consiste numa extrapolação da análise de equilíbrio parcial. Enquanto esta examina os mercados isoladamente, aquela busca englobar a todos simultaneamente (PINDYCK; RUBINFELD, 1995). Além de abranger as relações de causalidade evidentemente ausentes na análise de equilíbrio parcial, a análise de equilíbrio geral leva em consideração outro fenômeno – o efeito feedback. “Um efeito de feedback é um ajuste de preço ou de quantidade em um determinado mercado causado pelos ajustes de preços ou de quantidades em mercados correlatos” (PINDYCK; RUBINFELD, 2002, p. 568). Ampliando-se o escopo de tal definição, a análise de equilíbrio geral considera que mudanças em qualquer variável acarretam mudanças nas demais. Estas, por sua vez, impactam sobre a variável que sofreu a alteração inicial, retroalimentando-a. Kenneth Arrow (1974, p. 254) resumiu a ideia subjacente a essa abordagem da seguinte forma:

The adjective, “general”, refers to the argument that we cannot legitimately speak of equilibrium with respect to any one commodity; since supply and demand on any one market depends on the prices of other commodities, the overall equilibrium of the economy cannot be decomposed into separate equilibria for individual commodities.

Da sistematização da *análise* de equilíbrio geral surgiram os *modelos* de equilíbrio geral. Tais modelos representam um esforço para se compreender a interação entre os múltiplos componentes de uma economia. Trata-se, essencialmente, de “uma abordagem analítica que visualiza a economia como um completo sistema de componentes interdependentes” (DIXON et al., 1992, p. 01, tradução nossa). Por componentes, entendem-se firmas, governos, investidores, consumidores, etc., bem como toda a miríade de fatores não personificáveis que afetam, e são afetados, pelas ações destes - tais como inflação, juros e impostos.

Evidentemente, muitos tipos de modelos aplicados de equilíbrio geral foram desenvolvidos, cada qual com seus propósitos e especificidades. No entanto, todos eles compartilham uma característica que revela a maior utilidade desses modelos: eles permitem analisar quantitativamente impactos de políticas econômicas sobre o sistema como um todo e, assim, fornecem uma dimensão numérica do *trade-off* envolvido na escolha de alocações alternativas dos recursos (HOSOE, GASAWA, HASHIMOTO; 2010). A estrutura básica de tais modelos revela a essência do seu funcionamento: existe um consumidor representativo, que demanda bens e que busca maximizar a sua utilidade sujeito a uma restrição orçamentária; e existem firmas, que produzem bens e que visam maximizar os lucros sujeitas às suas tecnologias de produção. Além disso, os mercados são considerados perfeitamente competitivos, i.e., todos os agentes são tomadores de preços. Deve-se salientar que tais preços são sempre relativos, i.e., expressos em termos de algum outro preço que se elege como numerário. Em suma, o funcionamento dos modelos fundamenta-se em pressuposições básicas da teoria microeconômica, é representado por um sistema de equações derivadas do comportamento otimizador dos agentes e o equilíbrio geral é atingido através do mecanismo de preços. (HOSOE, GASAWA, HASHIMOTO; 2010).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 USO DA ÁGUA E DESAFIOS RELACIONADOS A RECURSOS HÍDRICOS

Segundo a Agência Nacional de Águas (2013, p. 88), “entende-se por uso do recurso hídrico qualquer atividade humana que, de qualquer modo, altere as condições naturais das águas superficiais ou subterrâneas.” Quando as atividades que utilizam a água consomem parcela do corpo hídrico captado, não devolvendo-a à fonte de captação, ou altera significativamente a sua qualidade, diz-se que o uso da água é *consuntivo*. Como exemplos, podem-se citar o abastecimento para uso humano (urbano e rural), para a dessedentação animal, para uso industrial e para a irrigação na agricultura. Nos casos em que a (quase) totalidade da água captada retorna à fonte, sem grandes alterações qualitativas, diz-se que o uso é não consuntivo. Geração de energia elétrica, navegação, pesca e aquicultura são exemplos de usos não consuntivos da água (ANA, 2013).

Questões como clima, demografia, estrutura econômica, disponibilidade do recurso hídrico, etc. são fatores determinantes do consumo de água. Por esse motivo, a maneira como a água se distribui entre as diferentes esferas da sociedade varia bastante de país para país. A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (*FAO*, na sigla em inglês) distingue três “destinos” principais para a água: rural, urbano e industrial.¹ A tabela 3.1 apresenta a contribuição de cada um desses setores para a captação total de água em diferentes regiões do mundo em 2006:

Tabela 3.1. Captação Total de Água por Setor e Região (%) (2006)

Região	Urbano	Industrial	Rural
Mundo	12	19	69
África	13	5	82
Américas	16	34	49
Ásia	9	10	81
Europa	22	57	22
Oceania	26	15	60

Fonte: elaborado pelo autor com base em FAO/Aquastat (2012).

Pode-se observar que a agricultura tende a ser o setor que mais demanda água (à exceção da Europa, onde a indústria adquire maior importância). No entanto, deve-se salientar que a agregação dos dados esconde diferenças marcantes entre os países de um mesmo

¹ Em inglês, *agricultural*, *municipal*, e *industrial*. A tradução escolhida deve-se à metodologia de classificação adotada pela FAO/Aquastat.

continente. Enquanto no sul da Ásia a participação dos setores urbano, industrial e rural é de 7%, 2% e 91%, respectivamente, nos países da Europa ocidental essas participações foram de 23%, 73% e 5% no mesmo período. Trata-se, nesse caso, de uma inversão do padrão de captação da água (o que, supõe-se, pode ser atribuído às diferenças climáticas entre os países do continente, bem como ao peso das atividades econômicas). Em nível global, os números são fortemente viesados por causa de alguns países que possuem altas taxas de captação. Na média, portanto, tem-se que a contribuição dos setores urbano, industrial e rural para a captação total de água de um “dado país qualquer” foi de 23%, 18% e 59%, respectivamente (FAO, 2012). Além disso, é possível que os números do setor industrial sejam viesados para baixo, pois a classificação adotada pela FAO considera a captação industrial de água nas redes públicas de abastecimento como sendo captação urbana (FAO, 2010).²

Os dados disponíveis em nível nacional permitem análises um pouco mais detalhadas. No Brasil, em 2010, foram retirados 2.373 m³/s de água, volume 29% superior ao verificado em 2006 (ANA, 2013). Segundo a Agência Nacional de Águas, “esse aumento ocorreu, principalmente, devido à vazão de retirada para fins de irrigação que passou de 866 m³/s (47% do total) para 1.270 m³/s (54% do total).” (ANA, 2013, p. 89). Como se observou, não necessariamente a totalidade do volume captado é consumida. Em 2010, a vazão efetivamente consumida no Brasil foi de 1.161 m³/s, 18% a mais do que em 2006 (ANA, 2013). A tabela 3.2 apresenta a participação dos diferentes usos da água no Brasil:

Tabela 3.2. Participação dos Diferentes Usos na Vazão Total de Água (%) (2010)

Usos	Retirado	Consumido
Urbano	22	9
Rural	1	1
Animal	6	11
Irrigação	54	72
Industrial	17	7

Fonte: elaborado pelo autor com base em ANA (2013).

No entanto, as diferentes regiões hidrográficas brasileiras apresentam padrões distintos de demanda por água. Enquanto que, por exemplo, na região do Atlântico Sul predomina a retirada para fins de irrigação, na região do Atlântico Sudeste predominam as retiradas para

² Especificamente: “*Industrial water withdrawal in AQUASTAT only includes the withdrawals that are self-supplied. Industries supplied by the public water network are included under municipal [...] in order not to double count the water withdrawal.*” (FAO, 2010, p. 03)

fins de abastecimento urbano (ANA, 2013). Nesse sentido, as regiões hidrográficas brasileiras podem ser agrupadas em quatro classes, conforme descrito pela tabela 3.3:

Tabela 3.3. Classificação das Regiões Hidrográficas Brasileiras segundo a Predominância dos Usos da Água

Classe	Regiões Hidrográficas	Caracterização
1	Atlântico Sudeste	Predomínio do uso urbano em relação aos demais usos, chegando a quase 50% da demanda total.
2	Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Sul, São Francisco, Tocantins-Araguaia e Uruguai	Predomínio (mais de 60% da demanda total) das vazões de retirada para fins de irrigação em relação aos demais usos.
3	Atlântico Leste e Paraná	Predomínio (entre 40% e 50% da demanda total) das vazões de retirada para fins de irrigação em relação aos demais usos.
4	Amazônica, Atlântico Nordeste Ocidental, Paraguai e Parnaíba	Apresentam baixas vazões de retirada.

Fonte: elaborado pelo autor com base em ANA (2013).

As diferenças regionais no que diz respeito à utilização da água no Brasil também refletem as diferenças na disponibilidade dos recursos hídricos e os desafios a serem enfrentados em cada região. Santos (2010) argumenta que o país, devido às suas dimensões continentais e à diversidade geográfica, apresenta situações bastante distintas quanto à disponibilidade hídrica intra e inter-regionais, sendo afetado tanto pela escassez de água quanto pela degradação dos recursos causada pela poluição de origem doméstica, industrial e agrícola. Segundo a Agência Nacional de Águas (2013), a distribuição dos recursos hídricos no território brasileiro é bastante heterogênea: a região norte, por exemplo, detém 81% do total de recursos disponíveis e cerca de 5% da população, enquanto que nas bacias junto ao Oceano Atlântico, onde vive quase metade da população total, estão disponíveis apenas 2,7% dos recursos hídricos do país.

Apesar de cerca de 80% da extensão dos trechos de rios ainda ser classificada como excelente ou confortável no que diz respeito à oferta e à demanda de água, e 90% da extensão dos rios ainda apresentarem ótima condição para assimilação das cargas de DBO³ de origem doméstica, o Brasil possui acentuada diferença entre suas regiões hidrográficas, e até mesmo entre bacias hidrográficas em uma mesma região hidrográfica. (ANA, 2013, p. 354)

Ainda segundo a ANA (2013), o problema de disponibilidade hídrica no Brasil vem sendo principalmente sentido na região do semiárido, que historicamente tem enfrentado

³ DBO: demanda bioquímica por oxigênio.

eventos críticos de prolongada estiagem e seca, com sérios prejuízos sociais, ambientais e econômicos. No entanto, mesmo nas regiões onde não ocorrem eventos extremos ou onde a água está disponível em relativa abundância, não se pode afirmar que os recursos hídricos estejam sendo geridos de forma eficiente ou de modo a permitir o acesso universal a eles. A esse respeito, Santos (2010, p. 335) assinala:

Assim como os demais países subdesenvolvidos, o Brasil apresenta baixa cobertura de serviços de saneamento e sistemas de abastecimento com altas taxas de perdas físicas. Ainda existem nas cidades, vilas e pequenos povoados 40 milhões de pessoas sem abastecimento de água e 80% do esgoto coletado não é tratado. Calcula-se que para cada metro cúbico de água captado nos rios, apenas metade chega ao consumidor. Da mesma forma, os açudes rasos na região do semiárido apresentam elevadíssimas perdas por evaporação.⁴

De fato, o relatório da ANA (2013, p. 358) aponta que “apesar dos investimentos e das melhorias em tratamento de esgoto no Brasil, a falta de saneamento básico ainda é o grande problema da qualidade das águas.” Além disso, o relatório chama a atenção para uma potencial ameaça: o crescimento econômico dos grandes setores demandantes de recursos hídricos não acompanhado de investimentos em práticas de uso eficiente da água e de uso adequado do solo.” (ANA, 2013). Tal parece ser, por exemplo, o caso do setor agropecuário:

A agricultura irrigada é o setor mais importante quanto ao volume de água demandada, o que varia de 2 a 12 vezes o volume para abastecimento (urbano e rural) nas diversas regiões do País. O que torna o conflito mais agudo é o fato de que na época do ano em que os consumos para abastecimento e irrigação aumentam, a disponibilidade de água é menor. (ANA, 2013, p. 354)

O trecho acima aponta para a possibilidade de rivalidade na demanda por água entre diferentes setores da economia brasileira. Conforme será exposto na seção 3.2, se esse for o caso, então a cobrança pelo uso poderia permitir uma alocação mais eficiente do recurso hídrico e gerar recursos que possam ser utilizados para financiar ações de preservação das bacias hidrográficas ou de racionalização do uso da água.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

Ao longo deste subcapítulo, ver-se-á que a cobrança pelo uso da água é, em essência, um instrumento econômico utilizado para se atingir os objetivos estabelecidos em determinada política ambiental. Faz-se conveniente, portanto, iniciar este estudo pela caracterização desses conceitos teóricos que fundamentam a cobrança.

⁴ Note-se que, segundo a ANA (2013, p. 352), “[...] o percentual de esgoto tratado, que atingia 21% do esgoto produzido em 2000, passou para 30% em 2008.” Nesse sentido, o número apresentado por Santos (2010) parece estar desatualizado, mas isso não torna a observação da autora menos pertinente.

Segundo Lustosa, Cánepa e Young (2010, p. 163), “a política ambiental é o conjunto de metas e instrumentos que visam reduzir os impactos negativos da ação antrópica – aquelas resultantes da ação humana – sobre o meio ambiente.” A partir de uma perspectiva econômica, a política ambiental também pode ser entendida como “[...] uma ação governamental que intervém na esfera econômica para atingir objetivos que os agentes econômicos não conseguem obter atuando livremente.” (MOTTA, 2006, p. 10). Os objetivos aos quais o autor se refere são os mais variados: redução da emissão de gases do efeito estufa, das taxas de desmatamento de florestas nativas, da poluição de bacias hidrográficas ou do consumo de água.

Para que tais objetivos sejam atingidos, as políticas ambientais necessitam de mecanismos de execução conhecidos como *instrumentos de política ambiental*. Motta (2006, p. 10) argumenta que esses instrumentos “[...] têm sido na sua maioria direcionados para o controle direto no qual são estabelecidas normas técnicas que devem ser seguidas por todos os agentes econômicos.” Trata-se, nesse caso, dos chamados *instrumentos de controle* (IC). Os ICs, em geral, são orientados por questões tecnológicas e são impostos à coletividade sem considerações de caráter individual (MOTTA, 2006). Na prática, “o órgão regulador estabelece uma série de normas, controles, procedimentos, regras e padrões a serem seguidos pelos agentes poluidores e também diversas penalidades (multas, cancelamento de licença, entre outras) caso eles não cumpram o estabelecido.” (LUSTOSA; CÁNEPA; YOUNG, 2010, p. 169). Como exemplos, podem-se citar a exigência para a utilização de filtros em chaminés industriais ou para o tratamento de efluentes, o estabelecimento de padrões de emissões, a imposição de limites para a extração de recursos naturais (como quotas para o consumo de água), dentre outros. Existem, ainda, os chamados *instrumentos de comunicação*, que visam informar e conscientizar a sociedade a respeito de diversos temas ambientais, bem como facilitar a cooperação entre os agentes poluidores na busca por soluções aos problemas (LUSTOSA; CÁNEPA; YOUNG, 2010). Esse seria o caso, por exemplo, de campanhas públicas para a conscientização a respeito da reciclagem do lixo ou do consumo racional de energia elétrica.

No entanto, Motta (2006) chama a atenção para outro tipo de instrumento que tem ganhado cada vez mais espaço no campo das políticas ambientais: os *instrumentos econômicos* (IE). Os IEs podem ser definidos como mecanismos de mercado que “[...] atuam no sentido de alterar o preço (custo) de utilização de um recurso, internalizando as externalidades e, portanto, afetando seu nível de utilização (demanda).” (MOTTA, 2006, p.

76). Como exemplos de instrumentos econômicos, Thomas e Callan (2010) citam: encargos por poluição, subsídios, sistemas de depósito/reembolso e sistemas de comércio de licenças de poluição (como é o caso dos créditos de carbono). Tais instrumentos atuam sobre os custos de produção e consumo dos agentes individualmente. Nesse sentido, os IEs consideram as diferenças de custo de controle entre os agentes e, portanto, permitem alocar de forma mais eficiente os recursos econômicos à disposição da sociedade, de modo que aqueles com custos menores tenham incentivos para expandir as ações de controle (LUSTOSA; CÁNEPA; YOUNG, 2010). Os instrumentos econômicos podem assumir diversas formas, variando desde os mais orientados para o controle até os mais flexíveis e orientados para o mercado. Dados os objetivos da presente pesquisa, somente serão tratados os IEs com base em precificações.

Para Motta (2006), os IEs precificados podem ser divididos, de acordo com a finalidade do preço que se aplica, em três categorias:

- i. Preço da externalidade: também conhecido como “imposto pigouviano”, o preço da externalidade adota o critério do nível ótimo *econômico* de utilização de um recurso quando externalidades negativas são internalizadas no preço de cada usuário individualmente. Nesse sentido, o nível agregado de uso é determinado por otimização dos custos e benefícios econômicos. No entanto, devido à grande dificuldade prática de valoração dos recursos, essa forma de precificação geralmente não é utilizada.
- ii. Preço de indução: a partir do critério de custo-efetividade, o preço do recurso é determinado de modo a atingir um certo nível agregado de uso considerado técnica ou socialmente adequado e determinado *a priori*. O objetivo é induzir variações no uso individual do recurso de tal forma que o uso agregado resulte no nível desejado.
- iii. Preço de financiamento: o critério subjacente é o de nível ótimo de financiamento, onde o novo preço do recurso é determinado de modo a atingir um nível de receita desejado. O preço de financiamento, portanto, não está necessariamente associado a um nível de utilização ótimo ou eficiente do recurso, mas a um nível de orçamento que se busca atingir. Apesar disso, esse é o conceito que norteia a maioria das aplicações de IEs no Brasil e no mundo.

Os três tipos de precificação apresentados estão associados ao princípio do “poluidor/usuário pagador”, isto é, à noção fundamental de que quem deve arcar com os custos da utilização de um recurso é o indivíduo que o utiliza (MOTTA, 2006). No entanto, como se observou, devido a dificuldades técnicas, e mesmo políticas, os IEs mais comuns são

aqueles com fins de financiamento. Na prática, eles assumem a forma de tributos que “têm o objetivo de gerar recursos que contribuam para o financiamento de investimentos ou gastos ambientais, públicos ou privados, exigidos pela legislação.” (MOTTA, 2006, p. 81). Portanto, pode-se observar que os IEs com fins de financiamento possuem dois objetivos principais: um explícito, que é o de gerar receitas, e outro implícito, que é o de alcançar o objetivo ambiental em questão (redução dos níveis de poluição ou de consumo de determinado recurso, por exemplo). Por esse motivo, Cánepa (2010) argumenta que os IEs baseados no “princípio do poluidor/usuário pagador” (PPP ou PUP, respectivamente) possuem um aspecto *incitativo* e um aspecto de *financiamento*. “De fato, preços crescentes induzem, incitam, os agentes utilizadores a ‘moderar’ o seu uso até atingir o nível desejado.” (CÁNEPA, 2010, p. 84). Adicionalmente, como se observou, os recursos arrecadados podem ser reaplicados, de modo a *financiar* soluções para os problemas ambientais. Qual dos dois aspectos será predominante dependerá, de forma geral, dos objetivos da política ambiental à qual o IE serve. No entanto, em se tratando de um IE cujo objetivo principal é o de criar incentivos para a correção das externalidades, e não o de gerar receitas *per se*, surge a necessidade de que ele seja economicamente eficiente. Em outras palavras, baseado no critério de custo-efetividade, esse instrumento deveria garantir que os objetivos ambientais fossem atingidos ao menor custo econômico possível (MOTTA, 2006).

Os instrumentos econômicos têm sido, cada vez mais, utilizados como ferramenta de gestão dos recursos hídricos no Brasil e no mundo. De fato, parece existir uma tendência a reconhecer que a água é um bem escasso e dotado de valor econômico. É por isso que parte da literatura especializada fala de “iniciativas de *valorização* da água” (não confundir com “*valoração*”, que consiste na mensuração do valor de um bem). Nesse sentido, Santos (2010, p. 333) assinala: “Para conferir valor econômico à água bruta, alguns países do mundo e também o Brasil têm adotado a cobrança pelo uso da água bruta. Este é um dos instrumentos econômicos aplicados à gestão ambiental mais disseminados mundialmente.” Deve-se notar que, tradicionalmente, os usuários dos recursos hídricos não pagam pela água em si, mas pelo serviço de tratamento e distribuição prestado pelas instituições responsáveis (SAMAE, SABESP, etc.). Nesse sentido, a cobrança enquanto instrumento de política ambiental possui caráter mais amplo e não se refere à prestação de algum serviço, e sim ao pagamento pela utilização de um bem econômico que, caso contrário, seria consumido livremente (i.e., “de graça”) pelos diversos agentes econômicos. O porquê de se cobrar pelo uso da água, à luz das

questões microeconômicas citadas anteriormente, está resumido de forma bastante clara em Santos (2010, p. 336):

Quando uma indústria lança seus esgotos em um rio ou lago sem o devido tratamento pode ocorrer a poluição em níveis tais que dificultem ou impeçam o uso por outros usuários deste mesmo corpo hídrico. Entre as consequências observadas está, por exemplo, o aumento dos custos de tratamento da água para fins de abastecimento. Esse aumento de custo recai sobre cada “usuário-captador”, enquanto o “lucro pelo não tratamento” é apropriado pelo “usuário-poluidor”. No exemplo examinado, a cobrança pelo uso do corpo hídrico para diluição de efluentes permite que o “usuário-poluidor” seja onerado pelas deseconomias causadas aos demais “usuários-captadores”.

Esse exemplo se refere à cobrança por usos qualitativos (poluição), mas ele também se aplica à cobrança por usos quantitativos. Nesse caso, a cobrança pode se dar sobre o volume de água captado ou sobre o volume consumido (quantidade de água captada e não retornada ao corpo hídrico) (SANTOS, 2010). Em ambos os casos, trata-se do pagamento pelo metro cúbico utilizado. Deve-se observar, no entanto, que a cobrança só faz sentido num contexto de rivalidade (qualitativa ou quantitativa) de consumo. Motta (2006) resume as circunstâncias nas quais a cobrança se faz conveniente (ou necessária) da seguinte forma: o aumento do consumo de água por parte de um usuário B (em quantidade ou qualidade) pode ou não reduzir o consumo de um outro usuário A, a depender dos limites de disponibilidade e de qualidade do recurso hídrico. No caso em que o consumo de B não rivaliza com o de A, diz-se que o aumento do consumo de B não gera um custo social. Em outras palavras, o custo marginal do consumo de B é zero, embora gere um benefício marginal positivo para esse usuário. Nesse caso de não rivalidade, a cobrança pelo uso pode reduzir a eficiência econômica, pois impediria níveis ótimos de alocação de água por usuário. No entanto, nem sempre o usuário está disposto a revelar o valor dos seus benefícios e, assim, o consumo de um usuário acaba afetando a disponibilidade do recurso para os demais. Essa situação dá origem às externalidades negativas e impede a alocação eficiente do recurso, conforme descrito por Santos (2010, p. 336):

O uso intensivo de corpos hídricos, seja para captação, diluição de efluentes, geração de energia etc., limita o uso da água por outros usuários. No médio e longo prazos podem gerar o comprometimento dos recursos hídricos para gerações futuras e a degradação de ecossistemas dependentes desses recursos. Trata-se de deseconomias ou externalidades geradas por usuários do recurso não internalizados em seus respectivos custos de produção, que são ou serão arcadas pela sociedade como um todo. A internalização destes custos sociais – externalidades – é o objetivo da cobrança pelo uso da água.

No Brasil, o marco institucional inicial da cobrança pelo uso da água foi a aprovação, em 1992, da lei de recursos hídricos do estado de São Paulo, iniciativa que foi seguida por

diversos outros estados. Esse processo culminou na aprovação da lei federal de recursos hídricos (Lei nº 9.433/1997), bem como na aprovação da Lei nº 9.984, de 2002, que criou a Agência Nacional de Águas (ANA), incumbida da implantação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. (SANTOS, 2010). De fato, o artigo 19 da Lei nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997) estabelece que a cobrança pelo uso de recursos hídricos objetiva: I) reconhecer a água como um bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; II) incentivar a racionalização do uso da água; e III) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. Não surpreendentemente, todos esses três objetivos previstos na lei estão em harmonia com o que foi exposto anteriormente.

De forma geral, a partir de 1997 a política nacional de recursos hídricos passou a apresentar quatro princípios básicos: a gestão por bacia, a unicidade da outorga, a exigência de um plano de gestão e o instrumento de cobrança (MOTTA, 2006).

A gestão por bacia reconhece que o uso da água é múltiplo, excludente e gera externalidades e, portanto, a bacia representa o mercado de água onde os seus usuários interagem. A unicidade da outorga permite uma melhor definição e garantia de direitos de uso da água. O plano de gestão introduz os elementos de disponibilidade e demanda do recurso no tempo. E, por fim, a cobrança que determina diretamente um preço para a água. (MOTTA, 2006, p. 107)

A cobrança propriamente dita iniciou-se em 2002 na bacia do rio Paraíba do Sul, seguida pelas bacias dos rios Piracicaba, Jundiá e Capivari em 2006 (CÁNEPA, 2010). Tais bacias são de domínio da União. No entanto, essa política também tem sido implementada em rios de domínio das unidades da federação. Segundo dados da Agência Nacional de Águas – ANA (BRASIL, 2014), a cobrança está presente nos estados de RJ, SP, MG, PR e CE e abrange mais de 30 bacias hidrográficas. Ainda segundo a ANA (BRASIL, 2014), em 2013 o pagamento pelo uso da água permitiu a arrecadação de mais de R\$ 220 milhões em todo o país, incluindo tanto as bacias de domínio da União quanto as estaduais. No caso das bacias de domínio da União, os recursos arrecadados são integralmente repassados pela ANA às entidades delegatárias das bacias nas quais os recursos foram gerados. As entidades delegatárias, então, direcionam os recursos ao financiamento de estudos, programas, projetos e obras previstos nos planos de recursos hídricos das bacias, bem como ao pagamento de despesas administrativas e de implantação (BRASIL, 2013).

Entre as ações executadas [pelas entidades delegatárias], encontram-se ações de gestão, como projetos de educação ambiental, mobilização, capacitação e campanhas de incentivo ao uso racional da água; ações de planejamento,

como a elaboração de planos diretores municipais, planos municipais de saneamento e projetos de esgotamento sanitário e ações estruturais como sistemas de tratamento de esgotos, recuperação de mananciais e controle de erosões. (BRASIL, 2013, p. 253).

Para fins de modelagem, a compreensão do destino dos recursos arrecadados é de fundamental importância. Conforme será visto adiante, a literatura internacional tem utilizado o termo *revenue recycling* (“reciclagem de receitas”, em tradução direta) para designar o repasse dos recursos aos agentes de uma economia. Em suma, pode-se dizer que a escolha do esquema de reciclagem das receitas afeta diretamente os resultados finais da análise, o que exige uma apreciação cuidadosa das diferentes formas de se estruturar o modelo. Além disso, devem-se considerar os impactos das “ações estruturais”, referidas acima, sobre a oferta de água numa dada economia. Segundo Santos (2010), os objetivos ambientais são atingidos não só pela racionalização do consumo por parte dos usuários como resposta à sinalização dada pelo instrumento econômico, mas também pelas intervenções estruturais, como a construção de novas estações de tratamento de efluentes e a introdução de técnicas de irrigação. Numa perspectiva de longo prazo, portanto, o investimento dos arrecadados com cobrança altera a dinâmica de oferta da água e a forma como essa “mudança nos parâmetros” é incorporada ao modelo também é central na análise.

3.3 IMPACTOS ECONÔMICOS DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

Como se observou, a cobrança pelo uso da água é permeada por questões econômicas, explícitas tanto na fundamentação da cobrança enquanto instrumento de política ambiental quanto na sua implementação. No entanto, a apreciação de aspectos econômicos não se limita à compreensão da necessidade de cobrança do ponto de vista da teoria econômica ou à determinação do nível de arrecadação necessário para a consecução dos objetivos financeiros e ambientais. Tão importante quanto isso é a consideração das possíveis consequências econômicas por ela provocadas. Existem diferentes maneiras de se investigar tais consequências. Buscar-se-á, neste subcapítulo, reunir as ideias já existentes no âmbito da teoria microeconômica e as proposições de estudos empíricos já realizados.

Provavelmente, o impacto mais imediato (ou aquele que, supõe-se, vem primeiro à mente) se dá sobre a demanda dos usuários domésticos. Do ponto de vista desse consumidor, a cobrança pelo uso da água pode ser interpretada como um aumento do preço desse bem. Tal afirmação pode parecer óbvia e, por isso, desnecessária. No entanto, a discussão a respeito de o que a cobrança realmente representa para os consumidores não é trivial. Mesmo na literatura especializada, parece haver ambiguidade no sentido de que a cobrança é interpretada ora

como um sobrepreço, ora como um imposto⁵. De fato, tal ambiguidade parece resultar muito mais de dificuldades de enquadramento da cobrança no sistema jurídico, por exemplo, do que de questões econômicas propriamente ditas (MOTTA, 2006). Em teoria do consumidor, um imposto t cobrado sobre a quantidade consumida de um bem qualquer produz o efeito de elevar o preço desse bem de p para $p+t$ (VARIAN, 2006). Nesse sentido, a caracterização da cobrança como um imposto redundaria, simplesmente, num aumento de preço. No próximo capítulo, porém, deverá ficar claro que, para fins de modelagem, essa diferenciação é fundamental, e não apenas uma divagação conceitual. Nesse sentido, em concordância com Motta (2006) e Santos (2010), adota-se como pressuposto o fato de que a cobrança pelo uso da água não é um imposto, e sim um preço sobre o uso da água.⁶ Considera-se que tal escolha também reflete com mais precisão o objetivo de “[...] reconhecer a água como um bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor [...]” explícito na Lei nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997), referida na seção 3.2.

De maneira geral, a hipótese que se pode formular *a priori* é que, sendo a água um bem normal, quando o seu preço aumenta, tudo o mais constante, a quantidade demandada diminui (VARIAN, 2006). Nesse sentido, poder-se-ia dizer que a cobrança apresenta os aspectos incitativo e de financiamento apontados por Cánepa (2010), pois ela provoca uma mudança no comportamento do consumidor doméstico ao mesmo tempo em que gera recursos que podem ser reinvestidos. A questão relevante, porém, é determinar a sensibilidade do consumo doméstico de água em relação ao preço desse bem (i.e., a elasticidade-preço da demanda por água do usuário doméstico). Como se observou, além de eficaz, é desejável que a cobrança seja eficiente (no sentido definido anteriormente). Santos (2010, p. 340) assinala que, na prática, esse usuário pode ser pouco sensível à cobrança:

[...] as análises demonstram que nos países mais ricos, o uso doméstico só se reduz substancialmente quando as tarifas de água e esgoto saem do patamar de US\$1 a 2/m³ para US\$3 a 4/m³. Ou seja, supondo-se que, mesmo que a cobrança por captação seja totalmente repassada para as tarifas, os aumentos introduzidos nestas, de até 10%, tendem a não sensibilizar o consumidor doméstico. Essa tendência se observa também na recente experiência de cobrança brasileira. Na bacia do Paraíba do Sul, estimou-se que a cobrança pelo uso da água representaria um acréscimo aos consumidores domésticos de cerca de R\$18/família/ano (US\$6/família/ano), um aumento de apenas 2% a 3% da conta.

⁵ Ver, por exemplo, Motta (2006), pp. 75-106.

⁶ Além disso, o fato de que os recursos financeiros gerados pela cobrança sejam aplicados nos próprios sistemas de gestão das bacias (verificado nas experiências brasileira e internacional) diferencia substancialmente a cobrança pelo uso da água bruta de um imposto (SANTOS, 2010).

Conjecturas semelhantes podem ser feitas com relação aos impactos da cobrança sobre as empresas. Para a maior parte delas, a água pode ser considerada um fator de produção, isto é, um insumo utilizado na produção de um outro bem qualquer (FÉRES et al., 2005). Sabe-se, a partir da teoria da firma, que a maximização dos lucros implica uma demanda por fatores que são função decrescente dos seus respectivos preços (VARIAN, 2006). Em outras palavras, isso quer dizer que, quando o preço de um insumo aumenta, a demanda por esse insumo tem de diminuir (VARIAN, 2006). Essas mesmas afirmações, porém, permitem perceber que os impactos de um aumento no preço da água devem variar de firma para firma (e, conseqüentemente, de setor para setor), pois as funções de produção, em certa medida, são idiossincráticas. Assim como para o consumidor, a questão relevante consiste em determinar quão importante o insumo água é para cada setor da economia e em que medida as empresas são capazes de reagir ao aumento do preço desse insumo. Não é à toa, como há de ficar claro adiante, que a questão da substitutibilidade entre fatores de produção é de grande importância para fins de modelagem.

Como se observou na seção 3.1, o setor agrícola é o maior demandante de água no Brasil, sobretudo devido à irrigação de plantações. Não surpreende, portanto, que o usuário agrícola seja “[...] extremamente sensível a qualquer nível de cobrança devido ao baixo valor agregado dos seus produtos e aos grandes volumes de água utilizados.” (SANTOS, 2010, p. 339). Por esse motivo, na maior parte das experiências de aplicação da cobrança, o setor agrícola tem sido o último a ser incorporado ou tem sido efetivamente deixado de fora (SANTOS, 2010). Exemplo disso é a Bacia do Rio São Francisco: apesar de o setor agrícola ser o maior demandante de água da bacia, ele usufruiu de um desconto de 97,5% em relação aos valores cobrados dos demais setores (BRASIL, 2014).

A indústria, por outro lado, é responsável por uma fatia bem menor do consumo de água. Não obstante, o que se observa é que os usuários industriais tendem a reagir fortemente à cobrança pelo uso da água, pois a maior parte da água consumida nesse setor é captada diretamente de mananciais (SANTOS, 2010). De fato, tal afirmação reforça o já referido propósito da cobrança, qual seja, o de conferir valor econômico a um bem que, caso contrário, seria consumido livremente. A esse respeito, são ilustrativos os resultados obtidos por Féres et al. (2005). Ao avaliar os impactos financeiros e ambientais sobre o setor industrial decorrentes da introdução da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul, os autores observaram que o impacto sobre o custo médio da água é significativamente maior para os estabelecimentos que

utilizam a captação própria como fonte de abastecimento (FÉRES et al., 2005)⁷. A partir de uma análise econométrica, os autores estimaram a elasticidade-preço da demanda por água em -0,58, o que significa que um aumento de 1% no preço da água acarretaria uma diminuição de 0,58% na sua demanda – resultados que, segundo eles, estão de acordo com os cálculos observados na literatura (FÉRES et al., 2005). Além disso, também foram estimadas elasticidades-preço cruzadas com sinais positivos com relação aos fatores de produção trabalho, matérias-primas e, principalmente, energia – o que indica que a água seja substituta a esses fatores (FÉRES et al., 2005). A partir desses e de outros parâmetros, Féres et al. (2005) estimaram que um aumento de 10% no preço da água acarretaria uma redução de 3,23% na sua demanda e um acréscimo de 0,05% no custo de produção das indústrias.⁸ Segundo os autores, tais números “[...] sugerem que a cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul pode alcançar resultados satisfatórios em termos de economia de água e, ao mesmo tempo, não acarretar um aumento de custo expressivo para os usuários industriais.” (FÉRES et al., 2005, p. 29).

Até aqui, este subcapítulo tratou de examinar os possíveis impactos da cobrança sobre os agentes econômicos individualmente: o consumidor (usuário doméstico) e as firmas (indústria e agricultura). Entretanto, o propósito desta pesquisa mira uma perspectiva mais ampla: compreender os efeitos da cobrança pelo uso da água sobre o sistema econômico como um todo. Existem diferentes metodologias de análise para isso. O capítulo 2 (metodologia) deve ter deixado claras as bases da análise de equilíbrio geral, bem como os motivos pelos quais ela se faz pertinente nesta pesquisa. À luz dessas considerações, são apresentados, a seguir, estudos já realizados envolvendo a água e a teoria do equilíbrio geral. Também são tratados dois estudos com diferentes metodologias, mas cujos resultados são relevantes para esta investigação. Vale notar que a apreciação de tais estudos serve não somente ao propósito (óbvio) de indagar sobre os impactos de equilíbrio geral da cobrança pelo uso da água, mas também ao de compreender como diferentes autores traduziram a problemática da cobrança em modelagem econômica.

⁷ Especificamente, o impacto da cobrança sobre o custo médio da água foi de 10,8% para captação de águas superficiais e 8,5% para águas subterrâneas contra uma média de aproximadamente 0,9% para a água captada da rede pública (FÉRES et al., 2005).

⁸ Supondo-se constante o valor da produção industrial. Caso contrário, observa-se que um aumento de 5% na produção neutraliza os efeitos do aumento do preço da água sobre a sua demanda. Isso sugere que os valores da cobrança devam ser ajustados à medida que ocorra elevação da produção industrial (FÉRES et al., 2005).

Ponce, Bosello e Giupponi (2012) realizaram uma detalhada revisão da literatura envolvendo assuntos hídricos e a abordagem de equilíbrio geral computável. Os autores dividem os estudos já realizados em dois: estudos em nível global e estudos em nível nacional. A maior parte deles buscou analisar a relação entre a agricultura e a água. Isso se justifica pelos impactos de equilíbrio geral causados por choques hídricos na agricultura: “*considering the critical role that water plays for agricultural production, any shock in water availability will have great implications for agricultural production, and through agricultural markets these impacts will reach the whole economy.*” (PONCE; BOSELLO; GIUPPONI, 2012, p. 4). Com relação aos estudos hídricos em nível nacional, os autores assinalam que Lofting e McCaughey (1968) foram pioneiros ao incluir água em uma matriz insumo-produto do estado da Califórnia, nos EUA. A partir de então, os modelos EGC têm sido utilizados para estudar diversos assuntos relacionados à água, dentre os quais: políticas de cobrança, alocação, mercados de recursos hídricos, políticas de irrigação, impactos de mudanças climáticas, etc. (PONCE; BOSELLO; GIUPPONI, 2012). No entanto, os autores chamam a atenção para uma fragilidade dos estudos apresentados: eles tendem a representar os diferentes setores da economia de maneira pouco detalhada. “*With the data available at country level, it is possible to build a model that accounts for water competition among sectors: urban, industrial, environmental, and agricultural. The assumption of ceteris paribus for other markets does not seem realistic.*” (PONCE; BOSELLO; GIUPPONI, 2012, p. 25). Nesse sentido, os autores sugerem que pesquisas futuras busquem melhorar a representação das economias analisadas através da inclusão implícita ou explícita de diferentes setores.

Dois dos estudos analisados por Ponce, Bosello e Giupponi (2012) são de especial relevância para a presente pesquisa. Decaluwé, Patry e Savard (1999) utilizaram um modelo CGE para analisar os impactos de três diferentes esquemas de cobrança pela água sobre a alocação do recurso na economia do Marrocos: MCP (*marginal cost pricing*)⁹, BRP (*Boiteux-Ramsey pricing*)¹⁰ e um aumento arbitrário no preço da água para agricultura. Com relação aos dois primeiros, para cada tipo de cobrança foram considerados três diferentes esquemas de distribuição dos recursos arrecadados entre os agentes. No total, portanto, os autores analisaram sete diferentes cenários. Quatro tipos de agentes foram incorporados ao modelo:

⁹ Esse esquema implica que o preço da água é dado pelo seu custo marginal de produção (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999).

¹⁰ No esquema de precificação Boiteux-Ramsey, o objetivo do governo é maximizar o excedente dos consumidores, baseado nas suas elasticidades de demanda, ao mesmo tempo em que se impõe uma restrição orçamentária ao órgão encarregado da gestão dos recursos hídricos (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999).

consumidor, firma, governo e “resto do mundo”. Com o intuito de considerar a variabilidade espacial da água no modelo, o país foi dividido em duas regiões: uma onde o recurso é abundante e outra onde ele é escasso. Os resultados sugerem que a o esquema BRP, combinado com uma redução da carga tributária sobre a produção, é a forma mais eficiente de se reduzir o consumo da água com impactos positivos sobre o bem-estar¹¹ e com a eliminação dos subsídios às distribuidoras¹² (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999). Segundo os autores, o esquema MCP permite impactos mais significativos sobre o bem-estar, mas não é tão eficiente na redução do consumo de água e não elimina os subsídios (monopólio natural) (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999). Por fim, o aumento arbitrário do preço da água para a agricultura gerou efeitos negativos sobre o bem-estar e pequenas reduções no consumo da água e nos subsídios às distribuidoras (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999).

De maneira semelhante, Letsoalo *et al.* (2007) buscaram analisar, através de um modelo CGE, a hipótese de que a cobrança pela água geraria dividendos triplos para a economia sul-africana. Os autores caracterizaram os três dividendos da seguinte maneira:

*One way to reduce water use is by levying charges. A reduction in water use could be considered as the first dividend of such a policy. The revenues from these water charges could be used to stimulate economic growth and reduce unemployment. These benefits would be the second dividend. [...] A third dividend is also plausible being improved income distribution due to the faster economic growth and higher employment. (LETSOALO *et al.*, 2007, p. 1)¹³*

Três cenários foram analisados: a cobrança pelo m³ de água utilizado pela atividade florestal, pela agricultura irrigada e pela mineração. Com relação à reaplicação dos recursos arrecadados, três esquemas de *revenue recycling* foram considerados: uma redução do nível global de tributação direta sobre capital e trabalho; uma redução no nível de tributação global sobre as vendas às famílias; e uma redução da alíquota de impostos sobre a venda de alimentos às famílias. Conforme esperado, os resultados sugerem que qualquer aumento no preço da água provoque uma diminuição do seu consumo. Nesse sentido, os autores salientam que o dividendo ambiental será alcançado se a queda no consumo da água causada pelo aumento do preço for superior ao aumento no consumo da água provocado pela menor carga tributária (LETSOALO *et al.*, 2007). Com relação ao segundo e terceiro dividendos,

¹¹ A medida de variação do bem-estar utilizada pelos autores é a “variação equivalente”. Para uma explicação detalhada a esse respeito, ver Varian (1992).

¹² “Distribuidoras” foi a tradução livre escolhida para a expressão original “*water management authorities*”.

¹³ A discussão acerca dos dividendos (duplos ou triplos) gerados pelos instrumentos econômicos é complexa, interessante e está exposta de maneira didática em Motta (2006). Ela excede, porém, o escopo do presente estudo.

diferentes resultados foram encontrados para diferentes combinações de política hídrica e esquemas de *revenue recycling*. No caso da cobrança para a agricultura, por exemplo, todos os esquemas de distribuição das receitas arrecadadas geraram dividendos duplos, mas apenas a redução da alíquota de impostos sobre os alimentos possibilitou o dividendo triplo. De forma geral, os resultados sugerem que a redução de impostos indiretos é mais eficiente do que a redução de impostos diretos como esquema de *revenue recycling*. Nesse sentido, os autores concluem que é possível, em princípio, reduzir o consumo de água, estimular o crescimento econômico e reduzir a pobreza através de uma política de cobrança pelo uso da água bem desenhada (LETSOALO *et al.*, 2007).

Em termos de estruturação de modelo, uma diferença entre os dois estudos analisados acima merece atenção: a questão a substitutibilidade entre fatores. Em sua estrutura e pressupostos, o modelo utilizado por Letsoalo *et al.* (2007) segue a tradição neoclássica. A estrutura de produção escolhida não permite substituição de fatores no lado da produção, mas está implícita no consumo. Nas palavras dos autores: “[...] *we do not allow for substitution in production between water and other inputs. Consequently, water is modeled as a required input per unit of output and conservation options are not considered.*” (LETSOALO *et al.*, 2007, p. 5). Por outro lado, Decaluwé, Patry e Savard (1999) adotaram uma estrutura de produção diferente, sobretudo com relação à agricultura. Segundo os autores, dada a importância da água para a agricultura, é fundamental que se permita substitutibilidade entre fatores primários e certo nível de consumo intermediário para que se possam capturar os impactos de políticas hídricas. Nesse sentido, os autores chamam a atenção para a importância de se estabelecer uma relação explícita entre água e fertilizantes (DECALUWÉ; PATRY; SAVARD, 1999).

No âmbito de estudos globais, Berrittella *et al.* (2006) incluíram a água como um fator de produção explícito em um modelo CGE multiregião/multisetor a fim de analisar quatro cenários diferentes de políticas de cobrança. No primeiro cenário, foi imposta, a todos os usuários, uma cobrança de um centavo de unidade monetária por metro cúbico de água utilizada na produção. O intuito foi o de testar quanta água poderia ser economizada e a qual custo econômico. O segundo cenário consistiu em um teste de sensibilidade que imitou o primeiro, mas com o preço da cobrança reduzido à metade. No terceiro cenário, foi imposta a mesma cobrança do primeiro, mas apenas para regiões nas quais a água é escassa. Por fim, no quarto cenário a cobrança se deu sobre o consumo final (um centavo de unidade monetária por m³, proporcional à quantidade de água utilizada na produção de bens de consumo). Em

todos os casos, as receitas arrecadadas através da cobrança foram distribuídas entre as famílias. Com relação ao cenário base, os autores verificaram que a cobrança provocou uma queda na demanda por água em várias regiões. No entanto, para regiões pouco intensivas em água, mostrou-se vantajoso aumentar a produção de bens intensivos em água e exportá-los. Nesse sentido, o mundo como um todo perde em termos de bem-estar, mas algumas regiões ganham por tornarem-se mais competitivas no comércio interacional (BERRITTELLA *et al.*, 2006). Com relação ao teste de sensibilidade, verificou-se que tanto a queda na demanda quanto a perda de bem-estar são mais do que lineares com relação à cobrança pela água (BERRITTELLA *et al.*, 2006). Os resultados também sugerem que a taxaço sobre o consumo final seria menos eficiente em reduzir a demanda por água, mas, ao mesmo tempo, implicaria menores custos em termos de bem-estar (BERRITTELLA *et al.*, 2006).

Tirado, Gómez e Lozano (2006) utilizaram um modelo CGE para analisar o impacto de um aumento da eficiência no uso da água no setor de turismo sobre a economia das Ilhas Baleares. O modelo utilizado pelos autores reflete um nível de detalhamento maior da economia analisada do que os estudos citados anteriormente. Ele é composto por quatro tipos de agentes: consumidores, firmas, governo e resto do mundo. As firmas foram distribuídas entre dez atividades econômicas: agricultura, agricultura irrigada, demais atividades primárias, energia, manufatura, construção, turismo, serviços, água potável e água de dessalinização. Além disso, foram considerados cinco fatores de produção: terra, capital, trabalho, água (bruta) e água marinha (TIRADO; GÓMEZ; LOZANO, 2006). Dois aspectos da estruturação do modelo merecem destaque: a água bruta é um fator de produção primário e intransferível que precisa ser extraída e a água potável é produzida utilizando-se água bruta, capital, trabalho e outros fatores intermediários (TIRADO; GÓMEZ; LOZANO, 2006). Em outras palavras, esta é um produto, aquela é um fator de produção. Assim como Decaluwé, Patry e Savard (1999), Tirado, Gómez e Lozano (2006) adotaram uma estrutura de modelo que permitisse a possibilidade de substituição entre fatores primários; e as razões pelas quais isso é importante já foram explicitadas. Em suma, os autores concluíram que as políticas de estímulo ao aumento da eficiência na utilização da água no setor de turismo pode não ser efetiva na redução das pressões sobre o sistema hídrico (TIRADO; GÓMEZ; LOZANO, 2006). Tais políticas, segundo os autores, teriam de ser combinadas com outras medidas, como reduções nos volumes permitidos de retirada de água e aumentos nos preços da água potável, de modo que o *policy maker* poderia escolher a partir de um “cardápio” de benefícios

de mercado e benefícios ecológicos – frise-se, não sem impactos distributivos (TIRADO; GÓMEZ; LOZANO, 2006).

Rivers e Groves (2013) utilizaram um modelo CGE para analisar o impacto da cobrança da água sobre o bem-estar na economia canadense. Dois tipos de cenários foram considerados: um de cobrança sobre o volume de água consumida (A) e outro sobre o volume de água retirada (B). Os preços considerados foram determinados endogenamente de modo a permitir reduções no consumo estabelecidas a priori (RIVERS; GROVES, 2013). Nesse sentido, o esquema de cobrança analisado pelos autores se enquadra na categoria de preço de indução, e, portanto, difere das iniciativas brasileiras baseadas no preço de financiamento (MOTTA, 2006). No modelo de Rivers e Groves (2013), o governo recolhe a receita oriunda da cobrança. Por isso, os dois cenários analisados foram subdivididos em três esquemas de reciclagem dos recursos: um no qual as famílias recebem os recursos integralmente, um no qual os impostos diretos (sobre a renda) são abatidos e outro no qual os impostos indiretos são abatidos. Com relação ao cenário A, os resultados apontaram que uma redução de 25% no consumo de água implicaria a cobrança de aproximadamente \$0,21/m³. Por outro lado, uma redução de igual magnitude na retirada de água demandaria a cobrança de aproximadamente \$0,013/m³. Essa diferença, segundo os autores, se deve ao fato que a estrutura das funções de produção utilizadas permite que as firmas reduzam os volumes retirados de água na medida em que o seu preço aumenta (RIVERS; GROVES, 2013). Considerando-se a reciclagem das receitas, os resultados apontaram que repassar os recursos integralmente às famílias resultaria numa perda moderada de bem-estar no cenário A e numa perda menor no cenário B. Por outro lado, com o esquema de reciclagem via abatimento de impostos diretos, a perda de bem-estar reduz-se substancialmente no cenário A (aproximadamente 89%) e converte-se num modesto ganho de bem-estar no cenário B, situações que os autores descreveram como “duplo dividendo fraco” e “duplo dividendo forte”, respectivamente. Por fim, com a reciclagem de recursos via abatimento de impostos indiretos, os resultados apontaram que haveria ganhos de bem-estar em ambos os cenários, mas que eles seriam mais acentuados no cenário de cobrança sobre o volume de água retirada (B) (RIVERS; GROVES, 2013). De fato, é importante notar que, segundo os resultados apresentados, o esquema de reciclagem via repasse dos recursos às famílias diminui o bem-estar da economia para quaisquer níveis de preços cobrados, seja no cenário A, seja no cenário B. Ao contrário, no caso do abatimento de impostos diretos, seria possível reduzir o consumo e a retirada de água em até 15% e 45%, respectivamente, sem perdas de bem-estar. Da mesma forma, no caso do abatimento de

impostos indiretos, seria possível reduzir o consumo e a retirada de água em até 45% e mais de 50%, respectivamente, sem que o bem-estar total da economia fosse reduzido (RIVERS; GROVES, 2013). De todo modo, dada a distinção feita no estudo entre água consumida e água retirada, é interessante notar a forma como a água foi introduzida nas funções de produção: a água consumida foi considerada como um insumo produtivo.

Para além da metodologia do equilíbrio geral computável, dois estudos são dignos de nota devido à relevância dos seus resultados para esta investigação: um sobre impactos distributivos e outro sobre impactos de carácter geral utilizando-se uma matriz de insumo-produto. Como deve ter ficado claro no capítulo 2, ambos são estreitamente relacionados à teoria do equilíbrio geral.

Ruijs, Zimmermann e van der Berg (2008) estimaram a demanda por água e os efeitos distributivos de políticas de cobrança na região metropolitana de São Paulo através de modelos de precificação por blocos.¹⁴ Os autores observaram que o preço por m³ incidente sobre o primeiro bloco de consumo era consideravelmente maior do que para os outros blocos. Segundo eles, essa é uma maneira de garantir a viabilidade financeira da autoridade hídrica (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008). No entanto, os autores apontaram para uma importante consequência desse esquema de cobrança: a água torna-se mais cara para as parcelas mais pobres da população (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008). Eles concluíram que um esquema de cobrança realmente progressivo poderia resultar em grandes prejuízos para a autoridade hídrica ou, caso esse prejuízo sejam ressarcidos, em substanciais aumentos de preços para todos os consumidores (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008). Nesse sentido, os resultados sugerem haver um *trade-off* entre a estabilidade das receitas da autoridade hídrica e um sistema de cobrança que favoreça as camadas mais pobres da população (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008). Além disso, as estimativas demonstraram que a elasticidade-preço e a elasticidade-renda da demanda por água na região metropolitana de São Paulo são inelásticas. Isso significa, segundo os autores, que as políticas de cobrança provavelmente serão capazes de atingir os objetivos de redução do consumo de água apenas parcialmente (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008).

¹⁴ Na região metropolitana de São Paulo, a cobrança pelo uso da água é feita pela SABESP. Até a data do referido estudo, a cobrança incidia sobre blocos de consumo. A cobrança pelos primeiros 10 m³ estava fixada, independentemente de a água ser consumida ou não. Do segundo ao quinto blocos, o preço aumentava gradualmente. Segundo os autores, o preço por m³ do primeiro bloco era consideravelmente maior do que o dos outros, motivo pelo qual o esquema de cobrança da SABESP foi caracterizado como “regressivo-progressivo” (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DER BERG, 2008).

Santana (2010) buscou simular os impactos da cobrança na bacia do rio São Francisco sobre os diversos setores econômicos a partir de uma matriz insumo-produto. O autor estimou que o potencial total de cobrança na bacia é de R\$ 94 milhões, o que corresponderia a 0,041% do PIB e 0,112% do VBP da bacia (SANTANA, 2010). Segundo ele, os setores mais afetados seriam “agricultura, silvicultura e exploração florestal”, “administração, saúde e educação públicas” e “eletricidade, gás, água, esgoto e limpeza urbana” (SANTANA, 2010). O primeiro, por ser o mais dependente da água em suas atividades produtivas; o segundo, por sofrer com a cobrança sobre instituições públicas, como prefeituras municipais; e o terceiro, por ser o setor responsável pelo abastecimento de água e esgotamento dos municípios (SANTANA, 2010). É interessante notar que o montante cobrado desses três setores representaria 92% do total da cobrança (SANTANA, 2010). O autor também analisou os efeitos de propagação da cobrança em cada setor e identificou que os setores mais afetados, citados acima, também seriam os maiores propagadores de efeitos diretos e indiretos sobre as economias nacional e regional (SANTANA, 2010). No caso do setor agrícola, por exemplo, o potencial de cobrança estimado foi de R\$ 36 milhões e, segundo o autor, caso tal montante viesse a ser efetivamente cobrado, isso implicaria no encarecimento dos insumos nacionais em R\$ 65,5 milhões (0,0082%) e da produção regional em R\$ 118,2 milhões (0,0672%) (SANTANA, 2010). A esse respeito, é interessante notar que o maior efeito de propagação da cobrança nesse setor sobre os insumos nacionais se daria sobre os setores “químicos e petroquímicos” (SANTANA, 2010). Isso reflete o caráter sistêmico dos impactos da cobrança. Nas palavras do autor: [...] devido às interações de oferta e demanda intermediárias entre os setores, os impactos diretos e indiretos não se restringirão à atividade considerada. Portanto, a cobrança de R\$ 1 milhão sobre um setor refletiria negativamente sobre toda a economia, não apenas nele.” (SANTANA, 2010, p. 86). Da referência às interações de oferta e demanda entre os setores se pode extrair mais um importante parâmetro que há de orientar o processo de construção do modelo no próximo capítulo: os fluxos de comércio entre as diferentes atividades, “congelados” na matriz de insumo-produto que alimenta o modelo, determinam em ampla medida os resultados relativos aos impactos indiretos da cobrança.

4. A CONSTRUÇÃO DO MODELO

Feitas as considerações metodológicas e bibliográficas, o primeiro desafio que se coloca é a estruturação do modelo propriamente dito. Incluir a água num modelo de equilíbrio geral não é tarefa trivial e, até onde é do conhecimento deste autor, isso ainda não foi feito com dados da economia brasileira. Nesse sentido, esta etapa constitui um desafio em si e, por tal motivo, não foi deixada para a seção 2 (metodologia). O presente capítulo está organizado da seguinte maneira: na seção 4.1, são discutidos aspectos teóricos “iniciais” da modelagem da cobrança pelo uso da água. Essa discussão visa tornar mais claros os porquês das escolhas feitas ao longo do processo de modelagem. De fato, tais aspectos não estavam claros e determinados antes da construção do modelo. Ao contrário, eles são fruto do processo de modelagem tanto quanto os próprios resultados. Na sequência, a seção 4.2 apresenta e explica o modelo básico sem cobrança, bem como os primeiros resultados de equilíbrio. A seção 4.3 apresenta o modelo com cobrança, juntamente com os seus resultados de equilíbrio e uma comparação com os resultados do modelo básico. Por fim, a seção 4.4 analisa a combinação da cobrança com uma política de quota de extração.

4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

No contexto brasileiro, a água pode ser analisada sob duas diferentes óticas: como um bem provido privadamente (possivelmente por uma firma estatal) ou como um recurso natural extraído pelos próprios usuários. Certamente existem diferentes tipos de usuários. De modo geral, pode-se supor que usuários urbanos, sejam eles firmas ou famílias, utilizem a água como um bem provido privadamente. Usuários rurais, por outro lado, costumam ter acesso livre a fontes de água e realizam a extração do recurso de forma independente.

Pode-se argumentar que a diferença entre essas duas óticas reflete, também, uma diferenciação qualitativa entre “tipos” de água. Em geral, a água provida privadamente constitui um produto “beneficiado” que passou por algum tipo de tratamento físico-químico. Por outro lado, a água extraída de forma independente pelos usuários é obtida em seu estado natural, sem que qualquer valor (por tratamento ou distribuição) lhe seja agregado. Seguindo a classificação utilizada por Tirado, Gómez e Lozano (2006), adota-se a distinção entre “água bruta”, extraída das fontes de forma independente, e “água tratada”, provida por uma firma qualquer. Por motivos de simplicidade, considera-se que a água tratada seja um bem de consumo final exclusivo das famílias, ao passo que a água bruta seja extraída das fontes

apenas pelas firmas. Isso significa, portanto, que a água bruta é um insumo utilizado pelas firmas no processo de produção.

A interpretação da água como um recurso extraído das fontes pelos próprios usuários (água bruta) é interessante porque permite comparar uma situação na qual os agentes têm *livre* acesso ao recurso com outra na qual os agentes pagam para extraí-lo. Note-se que o adjetivo “livre” foi destacado por um motivo importante. Não parece razoável supor que os usuários obtenham a água sem custo algum. Empresas que captam água dos rios, por exemplo, necessitam de máquinas para fazê-lo, e isso implica investimentos, custos de manutenção, gastos com energia elétrica, etc. Além disso, se o custo de utilização da água simplesmente não existisse, grandes dificuldades surgiriam no processo de modelagem.¹⁵ É fácil reconhecer, portanto, que o custo existe. Entretanto, as informações apresentadas no capítulo 3 permitem observar que tais custos não são suficientemente altos para restringir o consumo de água e, assim, garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos. De fato, viu-se que é isso que justifica a existência da cobrança enquanto instrumento econômico e é exatamente esse aspecto que será adotado como pivô desta pesquisa. Em outras palavras, as informações apresentadas no capítulo anterior permitem supor que a água é abundante de tal modo que o custo de sua utilização é relativa e absolutamente baixo e, por isso, os usuários se comportam como se ela fosse um recurso ilimitado.

Isso não seria um problema se não houvesse a possibilidade de escassez e se o consumo de um usuário não afetasse a disponibilidade do recurso para os demais, isto é, se o consumo de água fosse não rival. No entanto, há que se observar que o consumo de água é não rival somente até certo ponto, após o qual o aumento do consumo por parte de um usuário implica a diminuição do consumo dos demais (MOTTA, 2006). Sob essa perspectiva, a água poderia ser considerada um bem comum, isto é, um bem de consumo não excludente, mas rivalizado (VASCONCELLOS; OLIVEIRA; BARBIERI, 2011). Assim, na ausência da cobrança de um preço que reflita o custo social da sua utilização¹⁶ ou da atribuição de direitos de propriedade, a água tenderia a ser superexplorada e o desfecho dessa história seria aquele que, na literatura econômica, ficou conhecido como a “tragédia dos comuns”.¹⁷ Dessa

¹⁵ Após várias tentativas com diferentes estruturas, chegou-se à conclusão de que modelos de equilíbrio geral são, de certa maneira, incompatíveis com a ideia de “custo zero”, pois tanto a demanda quanto a oferta de um bem qualquer se tornam indefinidas quando o respectivo preço é nulo.

¹⁶ Isto é, uma taxa pigouviana (MOTTA, 2006).

¹⁷ A “tragédia dos comuns” se refere à possibilidade de que o livre acesso a um recurso comum levaria não somente à dissipação dos ganhos obtidos com o seu uso, mas também à ruína do próprio recurso (VASCONCELLOS; OLIVEIRA; BARBIERI, 2011).

maneira, pode-se adotar o seguinte ponto de partida para o modelo que se pretende construir: temendo a escassez do recurso, o governo da economia em questão decide implementar a cobrança pelo uso da água para fins de financiamento. Frise-se, no entanto, que se trata de cobrança pelo uso da água bruta. Por motivos de simplicidade, considera-se que a água tratada, bem de consumo final das famílias, seja comercializada a preços de mercado e que, portanto, não ofereça “riscos” diretos à sustentabilidade dos recursos hídricos. Desse modo, o foco da análise que se segue recai sobre a cobrança pelo uso da água bruta, i.e., da água que é retirada das fontes livremente pelas firmas. De fato, essa restrição de foco de análise se justifica não apenas pelos objetivos desta pesquisa; ela também vai ao encontro das informações apresentadas no capítulo 3 sobre quem são (ou deveriam ser) os “alvos” da cobrança.

Por fim, não se pode esquecer, conforme argumentado na subseção 3.2, que a lógica subjacente à cobrança pelo uso da água para fins de financiamento é que ela possui um duplo efeito: o preço mais elevado da água age no sentido de estimular a racionalização do seu uso e, ao mesmo tempo, as receitas arrecadadas são reinvestidas em iniciativas de conscientização ou em intervenções estruturais, como, por exemplo, a construção de novas estações de tratamento de efluentes (SANTOS, 2010). Além disso, é razoável supor que os agentes econômicos se importem, em maior ou menor grau, com a sustentabilidade do consumo de recursos hídricos (no sentido mais genérico do termo). Afinal, um cenário como o descrito pela tragédia dos comuns para o caso da água inviabilizaria muitas atividades produtivas e deixaria a economia longe do seu ponto ótimo. Por esse motivo, buscar-se-á, na discussão a seguir, construir um modelo que permita analisar os impactos de equilíbrio geral da confluência de três aspectos: a introdução da cobrança, a canalização dos recursos arrecadados para investimentos destinados a preservar os recursos hídricos e, por fim, os efeitos disso sobre o bem-estar dos agentes econômicos.

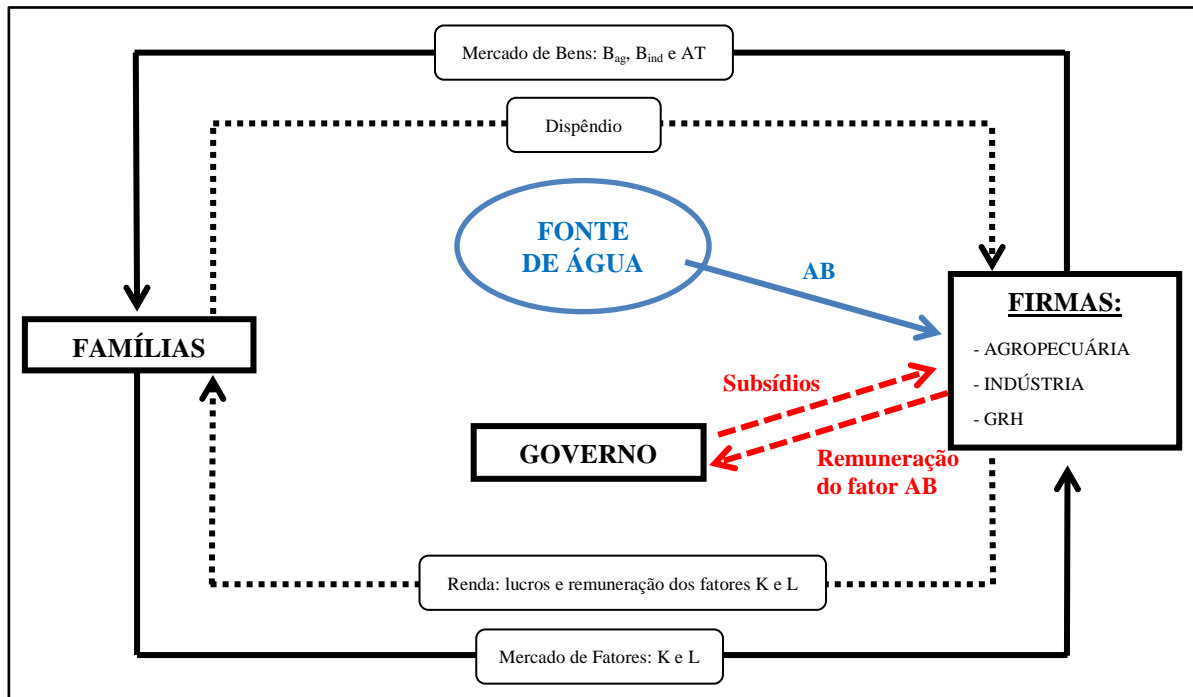
4.2 MODELO BÁSICO

Considere-se uma economia fechada e geograficamente limitada de tal modo que, dentro de suas fronteiras, exista uma única fonte renovável de água, daqui em diante denominada “fonte de água bruta”¹⁸. Essa economia é composta por três tipos de agentes:

¹⁸ Pode-se pensar o espaço geográfico dessa economia como sendo equivalente à área abrangida por uma bacia hidrográfica. Dizer que a economia é fechada significa, sobretudo, que toda a água bruta consumida internamente é oriunda da fonte de água bruta local.

firmas, famílias e governo. A figura 4.1 pretende auxiliar na compreensão dos fluxos de bens e fatores de produção entre os diferentes agentes:

Figura 4.1. Fluxo Circular da Renda



Fonte: elaborado pelo autor com base em Wing (2009).

As famílias são proprietárias de determinada dotação dos fatores de produção “capital” e “trabalho”. Elas cedem esses fatores de produção às firmas e, em troca, recebem uma remuneração, que é dispendida no consumo de três tipos de bens: agrícola, industrial e água tratada. Nesse sentido, supõe-se que elas sejam maximizadoras de utilidade: dada a limitação orçamentária que enfrentam, as famílias buscam atingir o maior nível de utilidade possível através do consumo desses três bens. Supondo-se que elas possuam preferências homogêneas do tipo Cobb-Douglas, pode-se definir o comportamento de um consumidor representativo das famílias pelo seguinte problema de otimização¹⁹:

$$(1.1) \quad \max_{X_i} U(X_i) = \prod_i X_i^{\alpha_i},$$

$$(1.2) \quad s. a. \sum_i p_i^X X_i \leq p_K K + p_L L + \sum_j \pi_j,$$

onde:

i: bens (bem agropecuário “B_{ag}”, bem industrial “B_{ind}” e água tratada “AT”);

X_i: quantidade consumida do bem i;

¹⁹ As equações foram baseadas em Hosoe, Gasawa e Hashimoto (2010).

α_i : parâmetro de participação do i -ésimo bem na função utilidade do consumidor, onde $0 \leq \alpha_i \leq 1$ e $\sum \alpha_i = 1$;

p_i^X : preço de demanda do i -ésimo bem;

p_K, p_L : preço dos fatores de produção (K, L);

K, L: dotação dos fatores de produção (K, L);

j: firmas (agropecuária “Ag”, indústria “Ind” e gestora de recursos hídricos “GRH”);

π_j : lucro da j -ésima firma.

A primeira equação mostra que o consumidor busca maximizar a sua utilidade (função objetivo) com relação à quantidade consumida dos bens. A segunda equação representa a restrição orçamentária do consumidor: o consumo total (em valor) não pode exceder a renda obtida com a venda dos fatores de produção e com a participação que o consumidor tem nos lucros das firmas. Em se tratando de um único consumidor representativo, a participação nos lucros das firmas é de 100%, i.e., o somatório dos lucros das firmas é inteiramente repassado ao consumidor. Resolvendo-se o problema de otimização acima através do método do multiplicador de Lagrange (HOSOE; GASAWA; HASHIMOTO, 2010), obtém-se a demanda marshalliana do consumidor por cada um dos bens:

$$(1.3) \quad X_i^{Dem} = \frac{\alpha_i}{p_i^X} (p_K K + p_L L + \sum_j \pi_j).$$

As firmas subdividem-se em três atividades econômicas: tratamento de água, agricultura e indústria. Supõe-se que exista uma única firma responsável pelo tratamento de água, daqui em diante chamada de “gestora de recursos hídricos” (ou, simplesmente, “GRH”). A GRH extrai a água bruta (AB) da fonte e a utiliza como insumo para a produção de sua única mercadoria, a água tratada (AT). Essa mercadoria é vendida exclusivamente aos usuários domésticos como um bem de consumo final. A atividade “agricultura” também extrai água bruta da fonte e a utiliza como insumo para a produção dos bens agrícolas (B_{ag}). Essas mercadorias são vendidas somente como bens de consumo final aos usuários domésticos (não há, portanto, consumo interfirmas). Da mesma maneira, a atividade industrial extrai a água bruta da fonte e a utiliza como insumo na produção dos bens industriais (B_{ind}), que são vendidos aos usuários domésticos como bens de consumo final (aqui, também, não se permite consumo interfirmas). Todas as firmas, portanto, extraem água bruta e utilizam capital e trabalho para a produção de seus respectivos bens. Supõe-se que elas sejam tomadoras de preços e que busquem maximizar seus lucros sujeitas às funções custo e de produção que

enfrentam. A rigor, as famílias são proprietárias das empresas. Segue-se, portanto, que os lucros das firmas retornam às famílias e passam a compor parte da renda dos consumidores, conforme salientado acima. Em suma, o comportamento das firmas pode ser representado pelo seguinte problema:

$$(2.1) \quad \max_{K,L,AB} \pi_j = [p_j^Z Z_j] - [p_K K_j + p_L L_j + p_{AB} AB_j],$$

$$(2.2) \quad s. a. \quad Z_j(K, L, AB) = K_j^{\beta_{1,j}} L_j^{\beta_{2,j}} AB_j^{\beta_{3,j}},$$

onde:

j: firma (Ag, Ind, GRH);

π_j : lucro da j-ésima firma;

p_j^Z : preço de oferta do produto da j-ésima firma;

Z_j : produção da j-ésima firma;

p_K, p_L, p_{AB} : preços dos insumos K, L e AB, respectivamente;

K_j, L_j, AB_j : quantidade de insumos de K, L e AB, respectivamente, utilizada pela j-ésima firma;

$\beta_{1,j}, \beta_{2,j}, \beta_{3,j}$: participação dos insumos K, L e AB, respectivamente, na função de produção da j-ésima firma.

A primeira equação mostra que as firmas buscam maximizar a diferença entre receitas e custo total (i.e., maximizar os lucros como função objetivo em relação aos insumos que utilizam na produção). O custo total corresponde à soma dos gastos com os insumos K, L e AB. Enquanto os dois primeiros são pagos diretamente às famílias, o último é pago ao governo. O custo unitário da água bruta é dado por p_{AB} , que poderia ser interpretado como um custo de extração que remunera o insumo de propriedade do governo. A segunda equação apenas mostra que a maximização dos lucros se dá sujeita à tecnologia de produção que as firmas possuem. Supõe-se que todas elas tenham funções de produção do tipo Cobb-Douglas. A solução do problema de otimização das firmas também se dá através do método do multiplicador de Lagrange (HOSOE; GASAWA; HASHIMOTO, 2010) e fornece o nível ótimo de produção e a demanda por cada um dos insumos:

$$(2.3) \quad Z_j^{Of} = \left(\frac{\beta_{1,j} p_j^z}{p_K} \right)^{\frac{\beta_{1,j}}{1-\sum \beta_j}} \left(\frac{\beta_{2,j} p_j^z}{p_L} \right)^{\frac{\beta_{2,j}}{1-\sum \beta_j}} \left(\frac{\beta_{3,j} p_j^z}{p_{AB}} \right)^{\frac{\beta_{3,j}}{1-\sum \beta_j}},$$

$$(2.4) \quad K_j^{Dem} = \frac{\beta_{1,j}}{p_K} p_j^z Z_j, \quad (2.5) \quad L_j^{Dem} = \frac{\beta_{2,j}}{p_L} p_j^z Z_j, \quad (2.6) \quad AB_j^{Dem} = \frac{\beta_{3,j}}{p_{AB}} p_j^z Z_j,$$

onde $\sum \beta_j$ representa o somatório dos parâmetros dos fatores de produção da j -ésima firma.

Por fim, o governo é responsável por cobrar tributos, realizar investimentos e prover bens e serviços públicos. Além disso, ele é o “proprietário” da água bruta dessa economia. Isso significa que os gastos incorridos pelas firmas com a extração da água bruta da fonte remuneram os cofres públicos. Visto dessa forma, pode-se interpretar p_{AB} como a alíquota do imposto específico que incide sobre a quantidade de água bruta consumida pelas firmas. Entretanto, no cenário base a receita obtida com a remuneração do insumo AB é devolvida às firmas sob a forma de subsídios, aumentando os seus lucros. Neste ponto, uma observação crucial faz-se necessária. Não se está sugerindo que as firmas realmente recebam subsídios pelo consumo de água bruta. O subsídio deve ser entendido simplesmente como um artifício que permite a interpretação de que as firmas não estão pagando pelo uso da água, ou que estão pagando valores muito baixos relativamente aos seus custos totais. Em outras palavras, ele serve ao propósito de introduzir a noção de “preço zero” do insumo água bruta²⁰. Dessa forma, define-se que o governo possui uma receita total RT e realiza despesas públicas DP de mesmo montante:

$$(3) \quad RT = DP = p_{AB} \sum_j AB_j^{Dem}.$$

As condições de equilíbrio abaixo se fazem necessárias:

$$(4.1) \quad \sum_j K_j^{Dem} = K^{Estoque},$$

$$(4.2) \quad \sum_j L_j^{Dem} = L^{Estoque},$$

$$(4.3) \quad \sum_j AB_j^{Dem} = AB^{Estoque},$$

$$(4.4) \quad X_i^{Dem} = Z_j^{Of}.$$

²⁰ Note-se que, caso p_{AB} fosse realmente nulo, as demandas das firmas por esse insumo seriam indefinidas.

As três primeiras restrições referem-se ao mercado de fatores de produção. A última diz respeito ao mercado de bens e, de fato, representa três restrições (uma para cada bem). Ali, utilizou-se o fato de que a oferta da j -ésima firma corresponde ao bem por ela produzido e que é demandado pelo consumidor. Além disso, supõe-se que o preço de oferta de cada bem, p_j^Z , seja idêntico ao preço de demanda, p_i^X . Adotando-se p_{AB} como o numerário, portanto, o cenário inicial configura um sistema com 20 equações e 20 incógnitas.

Para que o sistema acima descrito possa ser solucionado, os parâmetros do modelo são definidos conforme as tabelas a seguir. A tabela 4.1 apresenta os coeficientes de participação dos insumos nas funções de produção de cada firma:

Tabela 4.1. Coeficiente de Participação dos Insumos nas Funções de Produção²¹

FIRMA	K	L	AB
Ag	0,4	0,1	0,4
Ind	0,3	0,4	0,2
GRH	0,4	0,4	0,1

Fonte: elaborado pelo autor.

Os estoques iniciais desses fatores de produção são apresentados na tabela 4.2:

Tabela 4.2. Estoques Iniciais dos Insumos

INSUMO	UNIDADES
K	100
L	100
AB	500

Fonte: elaborado pelo autor.

Tais parâmetros visam, na medida do possível, aproximar o modelo das características da economia brasileira conforme descritas no capítulo 3. Observa-se que o insumo AB é relativamente abundante e que a atividade agropecuária é a que mais depende dele para a produção de seus bens, seguida da indústria. Com relação aos parâmetros da função utilidade do consumidor, considerou-se que ele atribui igual valor ao consumo dos bens agropecuário, industrial e à água tratada (i.e., 0,333...).

Utilizando-se o suplemento Solver do Microsoft Excel®, foram obtidos os resultados que são apresentados na tabela 4.3:

²¹ Foram utilizados retornos decrescentes de escala, pois retornos constantes implicariam funções de oferta indefinidas das firmas (VARIAN, 2006).

Tabela 4.3. Resultados do Modelo Básico

PREÇOS	CONSUMIDOR		FIRMAS			
			VARIÁVEL	AGRO	IND	GRH
p_{AT} 24,3	AT^{Dem}	33,2	Produção (un.)	51,4	33,2	29,4
p_{Bag} 13,9	Bag^{Dem}	29,4	K^{Dem}	36,4	27,3	36,4
p_{Bind} 21,5	$Bind^{Dem}$	51,4	L^{Dem}	11,1	44,4	44,4
p_K 7,9	Renda	2642,9	AB^{Dem}	285,7	142,9	71,4
p_L 6,4	Utilidade	36,9				
p_{AB} 1,0						

Fonte: elaborado pelo autor.

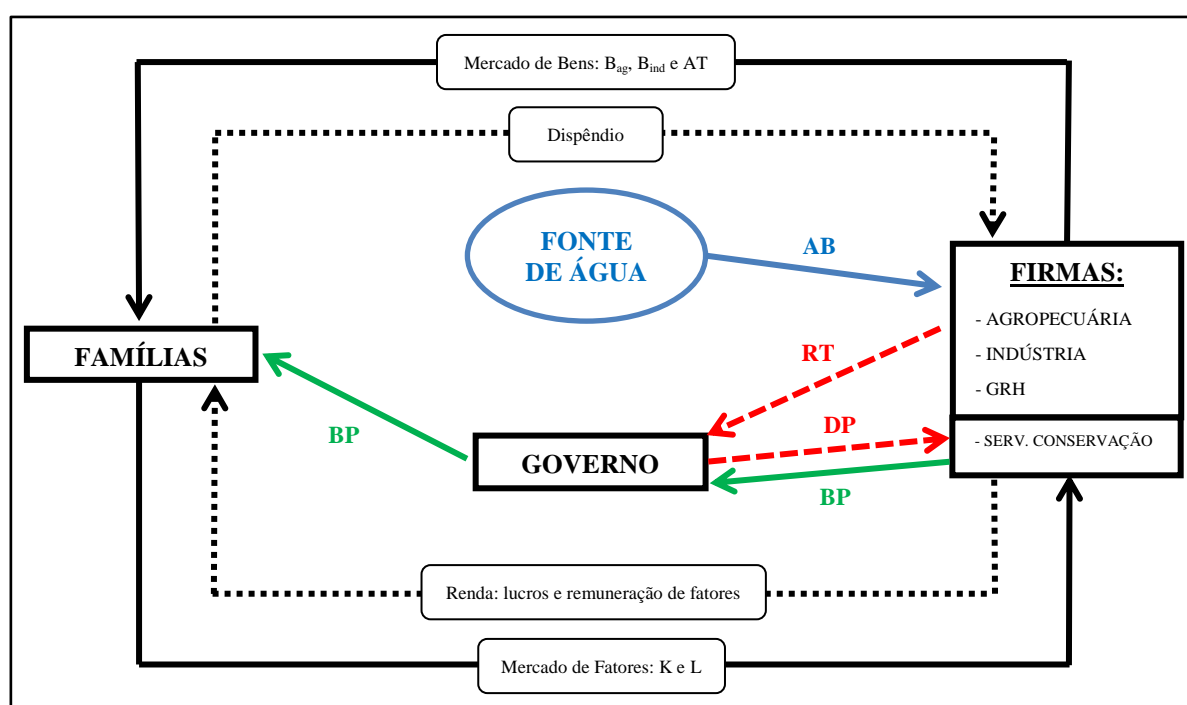
Com relação a esses resultados iniciais, dois aspectos devem ser mencionados. Primeiramente, o preço da água bruta, p_{AB} , assume o valor de equilíbrio igual à unidade porque ele foi escolhido como o numerário do modelo. Isso significa que todos os demais preços são expressos em relação a p_{AB} . Em segundo lugar, o fato de esse preço ser igual a um implica que as despesas das firmas com o insumo AB, e conseqüentemente o que elas pagam ao governo e o que dele recebem em subsídios, são iguais às suas demandas por esse fator. Ou seja, a última linha do terceiro quadrante, na tabela 4.3, representa, ao mesmo tempo, os gastos das firmas com a contratação do insumo AB, as receitas do governo pela remuneração desse fator e os subsídios transferidos às firmas. No total, portanto, o governo arrecada 500 unidades monetárias e transfere subsídios em igual valor.

4.3 MODELO COM COBRANÇA

A partir da discussão acima, pode-se observar que o cenário-base desta simulação constitui uma situação na qual a cobrança existe (por motivos técnicos), mas não é efetiva. Assim, o choque a ser aplicado nessa economia, isto é, a implementação de fato da cobrança pelo uso da água, consiste basicamente em alterar o esquema de reciclagem dos recursos. São eliminados os subsídios e os recursos arrecadados pelo governo passam a ser utilizados para financiar investimentos públicos na fonte, isto é, em projetos e iniciativas de preservação dos recursos hídricos, conforme a discussão do capítulo 3. No entanto, isso não é suficiente para o fechamento do fluxo circular da renda (pois a fonte de água não constitui um agente econômico propriamente dito) e, assim, a definição de investimento público estaria mal definida. Uma forma de se contornar esse problema é considerar o provimento de um bem público genérico, que entra na função utilidade dos consumidores, e que pode ser interpretado como a conservação dos recursos hídricos ou simplesmente como a percepção por parte dos

agentes de que o consumo de água bruta é sustentável. De fato, a introdução do bem público não só é conveniente em termos de modelagem (pelos motivos descritos acima), mas também é bastante rica em termos analíticos. Além de permitir uma análise mais robusta do efeito da cobrança sobre o bem-estar social (ROGERSON, 2013), a consideração do bem público serve ao propósito de sugerir que as famílias se importem com a sustentabilidade do consumo de água. Ambos os aspectos se justificam pelo fato de que o objetivo final de estudos de políticas públicas com modelos de equilíbrio geral é análise da utilidade das famílias (SNYDER; NICHOLSON, 2008). A figura 4.2 ilustra os fluxos entre os agentes dessa economia uma vez que a cobrança tenha sido implementada:

Figura 4.2. Fluxo Circular da Renda no Modelo com Cobrança pelo Uso da Água



Fonte: elaborado pelo autor com base em Wing (2009)

A implementação da cobrança exige algumas modificações no modelo inicial. Em primeiro lugar, o fato de que o governo utiliza os recursos arrecadados com a cobrança para produzir o bem público implica que haverá uma firma adicional atuando na economia. A rigor, é indiferente considerar que o governo contrate uma firma privada para fazê-lo ou que ele mesmo o faça através de uma instituição pública, pois os resultados são os mesmos. O ponto relevante, aqui, é que a produção do bem público se viabiliza pela utilização de capital e trabalho e, por isso, desloca parte da demanda por esses insumos, antes totalmente alocados na produção dos bens industrial, agropecuário e de água tratada. Para fins de exposição, considera-se que o governo contrate uma firma privada, chamada SC, maximizadora de

lucros, que presta serviços de conservação. O comportamento dessa firma é definido exatamente como o das demais, com a diferença de que ela utiliza apenas dois insumos, K e L, para produzir o bem público, BP. Os seus lucros também compõem a renda das famílias. Em suma, tem-se uma firma adicional, um bem adicional (BP) e um preço adicional no vetor de preços da economia (p_{BP}).

Uma vez que o Governo é o contratante dos serviços de conservação, toda a produção de BP será por ele adquirida. Em outras palavras, a receita total (RT), oriunda da cobrança pelo uso da água bruta (ou da remuneração desse insumo) será equivalente à despesa pública (DP) e exaurida na compra do bem público. No entanto, como o Governo não possui uma função de consumo, o montante de BP que ele adquire é transferido às famílias. Isso equivale a dizer que o Governo direciona a totalidade dos recursos arrecadados para investimentos que visem à preservação dos recursos hídricos e as famílias “consomem” essa preservação. O consumo do bem público por parte das famílias ocorre de forma distinta daquele dos demais bens. O bem público entra na nova função utilidade de maneira aditiva e as famílias não maximizam a utilidade em relação ao consumo desse bem. Em outras palavras, a demanda de BP por parte das famílias é idêntica ao montante de BP a elas transferido pelo Governo que, por sua vez, é idêntico à produção total de BP. Isso reflete a noção de que as famílias não podem escolher “consumir” ou “não consumir” preservação dos recursos hídricos, tampouco o nível desse consumo. Elas consomem tanto BP quanto lhes for transferido e esse consumo não compete diretamente com o dos demais bens na restrição orçamentária das famílias. Tem-se, portanto, a seguinte identidade:

$$(5.1) \quad \mathbf{BP}_{Fam}^{Dem} = \mathbf{BP}_{Gov}^{Dem} = \frac{RT}{p_{BP}} = \frac{p_{AB} \sum_j \mathbf{AB}_j^{Dem}}{p_{BP}}.$$

Com relação à nova função utilidade das famílias, tem-se:

$$(5.2) \quad U(\mathbf{X}_i, \mathbf{BP}) = \prod_i \mathbf{X}_i^{\alpha_i} + \mathbf{BP}_{Fam}^{Dem}.$$

Em suma, o sistema com a cobrança tem uma firma a mais que possui funções de demanda por capital e trabalho e uma função de oferta de bem público. Além disso, faz necessária uma condição de equilíbrio adicional que garanta a igualdade entre oferta e demanda de bem público. Dessa forma, no segundo cenário o sistema passa a ter 23 equações e 23 incógnitas.

Os parâmetros deste modelo são iguais aos apresentados na seção 4.2, exceto por dois detalhes adicionais: o bem público não possui um coeficiente de participação na função

utilidade porque ele entra nessa função de forma aditiva, conforme descrito na seção anterior; e os coeficientes de participação dos fatores na função de produção da firma SC são iguais para K e L, i.e., 0,45 cada (lembrando que tal firma não utiliza AB). Todos os estoques de fatores de produção permanecem inalterados. Novamente, o sistema foi solucionado utilizando-se o suplemento Solver do Microsoft Excel®. A tabela 4.4 apresenta os resultados do modelo com cobrança (colunas B) e permite compará-los com os resultados obtidos anteriormente no modelo-base sem a cobrança (colunas A):

Tabela 4.4. Resultados do Modelo com Cobrança

PREÇOS DE EQUILÍBRIO			CONSUMIDOR		
VARIÁVEL	A	B	VARIÁVEL	A	B
p_{AT}	24,3	30,3	AT^{Dem}	29,4	23,6
p_{Bag}	13,9	15,8	Bag^{Dem}	51,4	45,1
p_{Bind}	21,5	26,2	$Bind^{Dem}$	33,2	27,3
p_K	7,9	10,1	BP^{Dem}	-	17,5
p_L	6,4	8,7	Renda	2642,9	2142,9
p_{AB}	1,0	1,0	Utilidade	36,9	48,2
p_{BP}	-	28,6			

FIRMAS								
VARIÁVEL	AGRO		IND		GRH		SC	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Produção (un.)	51,4	45,1	33,2	27,3	29,4	23,6	-	17,5
K^{Dem}	36,4	28,3	27,3	21,2	36,4	28,3	-	22,3
L^{Dem}	11,1	8,2	44,4	32,9	44,4	32,9	-	25,9
AB^{Dem}	285,7	285,7	142,9	142,9	71,4	71,4	-	-

Fonte: elaborado pelo autor.

Considerem-se, inicialmente, os resultados referentes às firmas AGRO, IND e GRH. Pode-se observar que todas as variáveis caem na passagem do equilíbrio A para o equilíbrio B, à exceção da demanda por água bruta. A explicação para isso encontra-se no caráter circular do fluxo de renda do modelo. No equilíbrio, todos os insumos são utilizados à exaustão, i.e., os estoques são inteiramente consumidos. Quando se insere uma nova firma (SC) que demanda K e L, o montante desses insumos disponível para as demais firmas necessariamente será menor, mas o montante de AB disponível será o mesmo, pois a nova firma não demanda esse insumo. Disso decorre que a demanda de equilíbrio das três primeiras firmas por K e L deve diminuir. Não por coincidência, a soma das variações nas suas

demandas por K e L é idêntica (em módulo) às demandas da nova firma por esses insumos. Em outras palavras, trata-se de um deslocamento da utilização dos fatores K e L para uma nova atividade. Além disso, com quantidades menores de K e L disponíveis, mas com apenas exatamente a mesma quantidade de AB disponível, segue-se que as quantidades ofertadas pelas três primeiras firmas também devem se reduzir. Em suma, a queda na produção das firmas AGRO, IND e GRH devido à inclusão de uma nova atividade produtiva apenas reflete o fato de que os estoques de insumos foram mantidos constantes. Desse modo, no segundo cenário, com uma firma a mais, coube a cada uma delas uma parcela menor de insumos para realizar suas atividades. Além disso, conforme já mencionado, as demandas por AB não se modificam porque a firma SC não utiliza esse insumo na sua produção e, portanto, a sua inclusão não altera a “competição” por água bruta entre as demais firmas. De acordo com o que foi descrito na seção anterior, a linha referente às demandas por AB das firmas na tabela 4.4 também representa as receitas do governo pela remuneração desse fator, uma vez que a água bruta é o numerário e possui preço igual à unidade. No entanto, enquanto no modelo-base essa receita se converte em subsídios às firmas, no modelo com cobrança ela é utilizada na compra do bem público que, por sua vez, é transferido ao consumidor. De todo modo, em ambos os casos a arrecadação e o dispêndio do Governo totalizam 500 unidades monetárias.

A maior competição por insumos resultante da entrada da nova firma também pode explicar o aumento dos preços em relação ao cenário básico. Não se pode esquecer que os preços são relativos, i.e., são interpretados em relação ao numerário p_{AB} . Portanto, o aumento dos preços p_K e p_L pode ser interpretado como um reflexo do fato de que os insumos capital e trabalho tornaram-se relativamente mais escassos.

Conforme se pode observar na tabela 4.4, excetuando-se o caso do bem público, que não estava disponível no cenário sem cobrança, a demanda do consumidor por todos os bens diminuiu. Essa queda possui dois determinantes: o aumento dos preços dos bens demandados, evidente na tabela 4.4, e a queda na renda do consumidor. A diminuição da renda se deveu à redução nos lucros das firmas. Ainda que os preços que remuneram K e L tenham aumentado, e que a quantidade contratada desses fatores tenha permanecido a mesma, ocasionando um aumento da renda oriunda da remuneração dos fatores, a queda nos lucros das firmas resultante da implementação da cobrança foi mais do que suficiente para provocar uma redução na renda total do consumidor. O saldo final, portanto, é que a política de cobrança, seja pelo movimento dos preços de equilíbrio ou pelo impacto sobre a renda do consumidor, atuou no sentido de reduzir o consumo das famílias.

Com relação à utilidade, esperar-se-ia que ela diminuísse no cenário com a cobrança, uma vez que a renda e o consumo dos três primeiros bens diminuíram. No entanto, a transferência do bem público do Governo para o consumidor mais do que compensou essa queda e o saldo final foi um aumento do nível de utilidade do consumidor. De fato, o valor que a utilidade assume não é relevante por se tratar de uma variável que possui sentido somente do ponto de vista ordinal. No entanto, deve-se notar que a forma como o bem público é adicionado à função utilidade tem implicações sobre a variação do nível de utilidade de um cenário para outro. Neste modelo, o consumo do bem público foi adicionado à função utilidade da maneira descrita na seção 4.2, i.e., simplesmente através da adição da quantidade produzida de BP e adquirida pelo Governo. Em suma, se a queda da quantidade consumida dos demais bens será mais do que compensada pelo consumo do bem público, gerando um maior nível de utilidade, depende da maneira como o consumo de BP entra na função utilidade. De maneira geral, isso equivale a dizer que a variação da utilidade do consumidor depende da importância, ou valor, que a sociedade atribui à preservação dos recursos hídricos. Assim, a partir de uma perspectiva dinâmica e de mais longo prazo, pode-se perceber que investimentos públicos em projetos de educação ambiental, conforme descritos na seção 3.2, por exemplo, implicariam mudanças na função utilidade e, conseqüentemente, levariam a resultados finais diferentes em termos de “bem-estar” social.

4.4 MODELO COM COBRANÇA E QUOTA DE EXTRAÇÃO

A última simulação que se pretende analisar configura um caso ainda mais restritivo: juntamente com a cobrança pelo uso, o governo desta economia decide implementar uma quota de extração de água bruta da fonte. Trata-se, portanto, de uma combinação de dois dos instrumentos descritos na seção 3.2: um econômico e outro de controle direto. A implementação do instrumento econômico (i.e., da cobrança) ocorre exatamente como descrito na seção 4.3. Com relação ao instrumento de controle, cabe recordar a definição de Motta (2006): em geral, eles são orientados por questões tecnológicas e são impostos à coletividade sem considerações de caráter individual. Por esse motivo, a imposição de uma quota de extração de água bruta será representada no modelo por um choque de redução do estoque desse insumo, o qual passará de 500 para 300 unidades. Deve-se lembrar que, no modelo em questão, a água bruta é considerada um recurso renovável cujo estoque se recompõe a cada período. Na prática, portanto, reduzir o estoque de água bruta (que é um insumo de propriedade do Governo) equivale a supor que o Governo tenha imposto um teto para o volume total a ser utilizado pelos agentes num dado período. Em outras palavras, é

como se o Governo criasse uma forma de impedir que o consumo desse insumo num dado ano ultrapasse 300 unidades.

A tabela 4.5 apresenta um comparativo dos resultados de equilíbrio entre todas as simulações. As colunas “C” referem-se ao caso dos instrumentos econômico e de controle combinados.

Tabela 4.5. Resultados do Modelo com Cobrança e com Quota de Extração

PREÇOS DE EQUILÍBRIO				CONSUMIDOR			
VARIÁVEL	A	B	C	VARIÁVEL	A	B	C
p_{AT}	24,3	30,3	19,1	AT^{Dem}	29,4	23,6	22,4
p_{Bag}	13,9	15,8	11,7	Bag^{Dem}	51,4	45,1	36,8
p_{Bind}	21,5	26,2	17,4	$Bind^{Dem}$	33,2	27,3	24,6
p_K	7,9	10,1	6,1	BP^{Dem}	-	17,5	17,5
p_L	6,4	8,7	5,2	Renda	2642,9	2142,9	1285,7
p_{AB}	1,0	1,0	1,0	Utilidade	36,9	48,2	44,8
p_{BP}	-	28,6	17,2				

FIRMAS												
VARIÁVEL	AGRO			IND			GRH			SC		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Produção (un.)	51,4	45,1	36,8	33,2	27,3	24,6	29,4	23,6	22,4	-	17,5	17,5
K^{Dem}	36,4	28,3	28,3	27,3	21,2	21,2	36,4	28,3	28,3	-	22,3	22,3
L^{Dem}	11,1	8,2	8,2	44,4	32,9	32,9	44,4	32,9	32,9	-	25,9	25,9
AB^{Dem}	285,7	285,7	171,4	142,9	142,9	85,7	71,4	71,4	42,9	-	-	-

Fonte: elaborado pelo autor.

A primeira coisa a ser observada é o fato de que, excetuando-se o numerário p_{AB} , todos os preços diminuíram em relação ao cenário básico. Uma vez que todos os preços são expressos em termos do numerário, diz-se que os preços aumentaram em relação a p_{AB} . Isso é particularmente relevante para o caso dos preços dos insumos K e L: dizer que p_K e p_L diminuíram em relação ao numerário p_{AB} é equivalente a dizer que o preço da água bruta aumentou e que os preços dos outros insumos se mantiveram constantes. Tal resultado está de acordo com a ideia bastante intuitiva de que o preço de um recurso reflete a sua abundância: no cenário C, a água bruta tornou-se menos abundante (i.e., mais escassa); logo, seu preço relativo aumentou. Viu-se, por outro lado, que os preços dos insumos no cenário B aumentaram em relação ao cenário A devido à introdução da nova firma que passou a competir por insumos e que os tornou relativamente mais escassos. Percebe-se, portanto, que

no cenário C a redução do estoque de água bruta foi mais do que suficiente para compensar a entrada dessa nova firma e, assim, resultar num movimento contrário dos preços relativos de K e L.

Tomem-se, agora, os resultados referentes às firmas AGRO, IND e GRH. Pode-se observar que as demandas por K e L diminuíram em relação ao cenário do modelo básico. Além disso, a tabela 4.5 mostra que os resultados das simulações B e C são idênticos. De fato, a explicação fornecida na seção 4.3 para a queda das demandas por esses insumos em relação ao modelo-base permanece válida para a simulação C: quando se insere uma nova firma (SC) que demanda K e L, o montante desses insumos disponível para as demais firmas necessariamente será menor e, por isso, a demanda de equilíbrio das três primeiras firmas por K e L deve diminuir em relação ao cenário-base. Em outras palavras, trata-se do já comentado deslocamento de demanda por K e L que resulta da inserção da firma prestadora de serviços de conservação (ou produtora do bem público). Novos resultados surgem quando se consideram as demandas por água bruta. Conforme discutido na seção 4.3, não se verificam mudanças nas demandas por AB na passagem do cenário A para o B porque a firma SC não utiliza esse insumo na sua produção e, portanto, a sua inclusão não altera a “competição” por água bruta entre as demais firmas. De fato, isso ainda permanece verdadeiro na simulação C. A diferença, entretanto, é que nessa simulação a redução do estoque de água bruta diminui a quantidade disponível desse insumo para todas as três primeiras firmas. Segue-se, portanto, que a quantidade demandada de AB de equilíbrio deve diminuir e se ajustar à nova realidade imposta pela quota de extração de água bruta da fonte.

Além disso, uma vez que p_{AB} é o numerário, a linha referente à demanda por AB também representa as receitas do Governo oriundas da remuneração desse insumo, exatamente como descrito na seção 4.3. O que se observa, portanto, é que a nova política ambiental também possui o impacto de reduzir o volume de recursos arrecadados pelo Governo. Enquanto que nos cenários A e B esse volume era de 500 unidades monetárias, no cenário C ele totaliza 300 unidades monetárias. A implicação mais relevante de tal resultado é que, se por um lado a política de imposição de um limite para extração de AB reduz a quantidade utilizada desse insumo, por outro, ela também limita a capacidade do Governo de investir em projetos que visem à preservação dos recursos hídricos. Nesse sentido, poder-se-ia dizer que as duas políticas, apesar de compartilharem a mesma finalidade, não funcionam de forma completamente harmônica. No entanto, como ficará claro a seguir, é curioso notar que

o mecanismo escolhido para representar os investimentos do Governo em preservação “anula” esses efeitos contraditórios da política de quota.

Na seção 4.3, observou-se que, com quantidades menores de K e L disponíveis na simulação B (devido à introdução da firma SC), mas com apenas exatamente a mesma quantidade de AB disponível, as quantidades ofertadas pelas três primeiras firmas tiveram de se reduzir, pois coube a cada uma delas uma parcela menor desses insumos para realizar suas atividades. Isso também permanece verdadeiro no caso da simulação C. Aqui, no entanto, a queda da produção das firmas AGRO, IND e GRH é intensificada pela redução do estoque de AB. De fato, esse resultado é bastante intuitivo do ponto de vista da teoria econômica: em não havendo possibilidade de substituição por outros insumos e/ou progresso técnico que permita ganhos de eficiência, a imposição de um limite à extração da água bruta desloca a fronteira de possibilidades de produção de cada firma que utiliza esse insumo e, assim, reduz as suas quantidades ofertadas em equilíbrio.

Com relação à firma prestadora de serviços de conservação (SC), os resultados são idênticos aos da simulação B porque a introdução do instrumento de controle não representa nenhum fato novo para essa firma. Em outras palavras, a redução do estoque de água bruta não altera as demandas ótimas da firma SC porque ela não utiliza esse insumo em sua produção e, conseqüentemente, não altera a sua quantidade ofertada de equilíbrio. O que se observa é apenas um ajustamento dos preços que a firma enfrenta, de modo a acomodar o fato de que as receitas do Governo (o comprador do bem público) são menores após a implementação da política de redução do estoque.

Os preços de equilíbrio de todos os bens demandados pelo consumidor diminuíram em relação aos cenários A e B. Esperar-se-ia, portanto, um aumento nas demandas por esses bens. Porém, excetuando-se o caso do bem público (cuja demanda se manteve inalterada), o que se observa é a diminuição das demandas do consumidor em relação aos dois primeiros cenários. Disso, pode-se inferir que a diminuição dos preços dos bens foi mais do que compensada pela queda da renda do consumidor. Ao contrário do ocorrido na simulação B, em que a diminuição da renda deveu-se unicamente ao efeito predominante da redução dos lucros das firmas, na simulação C a menor renda do consumidor é explicada tanto pela redução dos lucros quanto pela diminuição dos preços de K e L, i.e., pela menor remuneração dos fatores de propriedade dos consumidores. Nesse sentido, a implementação simultânea da cobrança e da quota de utilização da água bruta, ao afetar a renda do consumidor por dois canais, possui o

efeito de reduzir as demandas de equilíbrio do consumidor mais do que a política de cobrança sozinha, em que pesem os menores preços dos bens.

A demanda pelo bem público é idêntica à da simulação B. Vale lembrar que não se trata, efetivamente, de uma demanda que emana das preferências do consumidor, e sim de uma “transferência de consumo” do Governo para as famílias. Assim, os determinantes de tal demanda são exatamente os mesmos dos resultados referentes à firma prestadora de serviços públicos, explicados acima.

A utilidade do consumidor aumentou em relação à simulação-base. Assim como no caso da simulação B, as quedas na renda e nas quantidades consumidas dos três primeiros bens foram mais do que compensadas pela transferência do bem público. A esse respeito, deve-se chamar a atenção para um aspecto importante dos resultados. Mencionou-se anteriormente que a imposição de uma quota de extração de água bruta, ao reduzir o potencial de arrecadação do Governo, limitava a sua capacidade de investir em projetos de preservação. Por outro lado, o mecanismo escolhido para modelar os impactos de tais investimentos sobre o bem-estar foi a transferência do bem público “serviços de conservação” do Governo para o consumidor. Pelos motivos expostos acima, observou-se que a produção e o consumo desse bem se mantiveram idênticas nas simulações B e C. Isso significa que tal forma de representação dos investimentos públicos não permite capturar os efeitos ambíguos da política de quota ou, mais especificamente, os impactos da redução da arrecadação do Governo. Em outras palavras, a quantidade produzida de bem público e o incremento na utilidade do consumidor oriundo dos investimentos públicos são invariantes em relação ao tamanho do estoque de água bruta e, conseqüentemente, em relação à política de quota de extração da água bruta. Feitas tais ressalvas, pode-se dizer que a combinação das duas políticas também permitiu ganhos de bem estar em relação ao cenário sem cobrança. Por outro lado, tal ganho foi menor do que o observado na simulação B, quando da implementação da cobrança somente. Nesse sentido, a combinação das duas políticas se mostrou menos eficiente em termos de bem-estar do consumidor. De todo modo, a análise feita a respeito dos resultados da simulação B permanece válida para os resultados da C: a variação da utilidade depende da importância que a sociedade atribui à preservação dos recursos hídricos e, também neste caso, ela foi positiva.

5. CONCLUSÕES

Este estudo buscou analisar os impactos econômicos da cobrança pelo uso da água através de um modelo simplificado de equilíbrio geral. Ele resultou da percepção de que a prática da cobrança tem se disseminado em vários países (inclusive no Brasil) e da curiosidade a respeito dos possíveis impactos dessas políticas sobre o sistema econômico como um todo – algo não encontrado na esparsa literatura sobre o tema no país.

O modelo utilizado não estava pronto e disponível. Foi necessário construí-lo. Para tanto, o processo de modelagem foi dividido em duas etapas: na primeira, foi construído um modelo básico e, na segunda, foram feitas modificações nesse modelo de modo a incorporar a política de cobrança pelo uso da água. No modelo básico, fez-se uma distinção entre dois tipos de água: água tratada, produzida privadamente para consumo das famílias; e água bruta, considerada um insumo de propriedade do Governo e utilizado pelas firmas nos seus respectivos processos de produção. Com base na revisão de literatura, foi definido que a cobrança se daria sobre o consumo quantitativo de água bruta. O propósito do modelo básico foi representar uma situação na qual as firmas utilizam a água bruta sem pagar por ela. Para driblar a impossibilidade de haver um preço nulo, adotou-se o seguinte artifício contábil: os gastos das firmas com o insumo “água bruta” que remuneram o seu proprietário, o Governo, foram devolvidos às próprias firmas sob a forma de subsídios. Assim, a primeira simulação com esse modelo forneceu os resultados de equilíbrio de referência, i.e., os resultados com os quais todos os demais foram comparados.

Para analisar a implementação da cobrança, foi feita a seguinte modificação no modelo básico: os subsídios foram eliminados e as receitas do Governo passaram a ser direcionadas para a contratação de serviços de preservação dos recursos hídricos. A ideia por trás dessa estratégia é a de que a cobrança possui dois canais de atuação: ao mesmo tempo em que incentiva os usuários a racionalizar os níveis de consumo através dos sinais de preços, ela também gera receitas que são utilizadas para financiar projetos de conservação. Para tanto, foi incluída no modelo uma firma adicional que, ao combinar capital e trabalho, “produz” os serviços de preservação. Tais serviços seriam, então, adquiridos pelo Governo e transferidos às famílias sob a forma de um bem público genérico que entrou de forma aditiva na função utilidade do consumidor. Isso permitiu incorporar à análise a noção de que os indivíduos se importam, em maior ou menor grau, com a sustentabilidade do consumo de água na economia. Todos os demais parâmetros foram mantidos inalterados.

Os resultados de equilíbrio do modelo com cobrança mostraram que essa política atua no sentido de reduzir a produção das firmas já estabelecidas e o consumo das famílias. Com relação às firmas, a introdução da nova empresa produtora do bem público provocou o deslocamento de parte da demanda por capital e trabalho das demais e, conseqüentemente, reduziu os seus níveis de produção. De fato, tal resultado reflete a noção de que, mantendo-se a tecnologia e os estoques de fatores de produção inalterados, o produto total da economia deve manter-se o mesmo, independentemente de quantas firmas nela atuam. Com relação às famílias, observou-se que a cobrança teve o efeito de reduzir o nível de consumo de todos os bens (à exceção do bem público, que não estava disponível inicialmente). Dois motivos foram apontados para isso: primeiramente, o aumento dos preços dos bens demandados; e, em segundo lugar, a queda na renda do consumidor provocada pela redução dos lucros das firmas. Mas apesar de o consumo das famílias ter diminuído, o nível de utilidade aumentou. Isso se deveu ao “consumo” do bem público recebido do Governo e levou à seguinte importante conclusão: o impacto da política de cobrança pelo uso da água sobre o nível de bem-estar social da economia pode aumentar na medida em que os consumidores passarem a atribuir mais valor à preservação dos recursos hídricos.

Também foi realizada uma simulação em que a política de cobrança foi combinada com uma política de controle quantitativo do consumo de água bruta. Para tanto, bastou fazer uma modificação adicional no modelo com cobrança: foi dado um choque de redução no volume de água bruta disponível para consumo dos agentes (i.e., no “estoque”). O propósito de tal simulação foi representar uma situação ainda mais restritiva com relação à utilização da água na economia, na qual foram combinados os instrumentos econômico e de controle. Os resultados relativos às firmas já estabelecidas foram similares aos da simulação anterior, com a diferença de que a imposição da quota para água bruta reduziu a demanda de cada firma por esse insumo e, conseqüentemente, o saldo final foi uma queda ainda maior nas quantidades ofertadas que não foi compensada pela produção do bem público. Viu-se que tal resultado reflete um princípio econômico bastante intuitivo: na ausência de progresso técnico e sem possibilidade de substituição, a queda no volume disponível de um determinado fator de produção implica uma redução do produto total da economia. Os resultados relativos ao consumidor também foram similares aos da primeira simulação: as quantidades demandadas de todos os bens (exceto do bem público) diminuiram. A diferença está no fato de que tal redução ocorreu a despeito da queda dos preços desses bens, que foi mais do que compensada pela diminuição da renda do consumidor. De fato, a implementação combinada das duas

políticas teve o efeito de reduzir não somente os lucros das firmas, mas também os preços dos insumos capital e trabalho que remuneram as famílias. O saldo final, portanto, foi uma queda ainda maior do nível de consumo. Apesar disso, a utilidade do consumidor aumentou em relação ao cenário-base. Assim como no caso da simulação apenas com cobrança, as quedas na renda e nas quantidades consumidas dos três primeiros bens foram mais do que compensadas pela transferência do bem público. No entanto, a implementação da política de cobrança isolada permitiu níveis de consumo e de utilidade maiores do que a política combinada com a quota.

Em termos gerais, os resultados deste estudo sugerem que uma política mais restritiva em relação ao consumo da água não necessariamente leva a resultados melhores em termos de bem-estar social ou de sustentabilidade no consumo de recursos hídricos. De fato, a utilização de um instrumento econômico que gere receitas suficientes, aliada a projetos viáveis de preservação das fontes e mananciais, pode permitir que os objetivos ambientais sejam atingidos com menor custo econômico, i.e., sem redução do produto e do emprego. Por outro lado, os resultados chamaram atenção para um aspecto importante da cobrança que não fora previsto na revisão de literatura. Viu-se que a cobrança por uso quantitativo possui dois mecanismos de funcionamento: ao mesmo tempo em que gera receitas que permitem financiar os investimentos já descritos, ela incentiva a redução do consumo de água pela sinalização via preços. De fato, é exatamente isso que se espera a partir de uma perspectiva de equilíbrio parcial: a cobrança, ao tornar a água direta ou indiretamente mais cara, provoca uma redução nos níveis de consumo desse recurso e um aumento na demanda por outros insumos. Entretanto, quando se adota a perspectiva de equilíbrio geral, observa-se que isso só é possível se existirem substitutos para a água bruta. Nesse sentido, o fato de que a demanda por água bruta por parte das firmas não se alterou quando a cobrança foi implementada isoladamente reflete não somente a ideia de que o provimento dos serviços de preservação não altera a concorrência por água bruta no mercado de insumos, mas também aponta para a inexistência de um insumo substituto.

Por fim, recomenda-se que os seguintes pontos sejam considerados em futuros estudos sobre o tema: i) aplicar a cobrança a alguns setores e a outros não, de modo a observar os impactos econômicos com preços relativos alterados; ii) utilizar funções de produção utilidade e de que permitam mais detalhamento com relação à questão da substitutibilidade e; iii) ampliar o modelo, incorporando mais atividades, e utilizar dados reais da economia brasileira.

REFERÊNCIAS

ARROW, K. J. General Economic Equilibrium: purpose, analytic techniques, collective choice. **The American Economic Review**. [S. l.], v. 64, p. 253-272. jun. 1974.

BRASIL. Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Brasília, Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acesso em: 22 jul. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: Ana, 2013. 432 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/webSite_relatorioConjuntura/projeto/index.html>. Acesso em: 31 jul. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos**. Dados atualizados em mar/2014. Disponível em: <www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancaearrecadacao/cobrancaearrecadacao.aspx>. Acesso em: 21 jul. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2014: crise hídrica**. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/docs/crisehidrica.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

CÁNEPA, E. M. Economia da Poluição. In: MAY, Peter Herman (Org.). **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. Cap. 7. p. 79-98.

DECALUWÉ, B.; PATRY, A.; SAVARD, L. **When Water is No Longer Heaven Sent: comparative pricing analysis in an AGE model**. Québec: Université Laval, 1999. 41 p. Disponível em: <<http://www.ecn.ulaval.ca/w3/recherche/cahiers/1999/9908.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2014.

DIXON, P. B. et al. **Notes and Problems in Applied General Equilibrium Economics**. Amsterdam: North-holland, 1992. 392 p. (Advanced Textbooks in Economics, n. 32).

FÉRES, J. et al. **Demanda por Água e Custo de Controle da Poluição Hídrica nas Indústrias da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro: Ipea, 2005. 52 p. Texto para Discussão 1084. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=4264&Itemid=1>. Acesso em: 25 fev. 2015.

FERREIRA FILHO, J. B. de S. Introdução aos Modelos Aplicados de Equilíbrio Geral: conceitos, teoria e aplicações. In: CRUZ, Bruno de Oliveira et al. (Org.) **Economia Regional e Urbana: teorias e métodos com ênfase no Brasil**. Brasília: Ipea, 2011. Cap. 12. p. 375-400.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION - AQUASTAT. **Desambiguation of Water Statistics**. Roma: FAO, 2010. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm>. Acesso em: 31 jul. 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION - AQUASTAT. **Water Withdrawal by sector around 2006**. Roma: FAO, 2012. Disponível em:

<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm>. Acesso em: 31 jul. 2014.

GOULDER, L. H. Climate Change Policy's Interactions with the Tax System. **Energy Economics**. Stanford, dez. 2013. p. 3-11.

HARRINGTON, W. et al. **Distributional Consequences of Public Policies**: an example from the management of urban vehicular travel. 2014. Discussion Paper elaborado para a Resources for the Future (RFF), Washington, DC. Disponível em:

<<http://www.rff.org/Publications/Pages/PublicationDetails.aspx?PublicationID=22361>>. Acesso em: 16 abr. 2014.

HOSOE, N.; GASAWA, K.; HASHIMOTO, H. **Textbook of Computable General Equilibrium Modelling**: programming and simulations. New York: Palgrave Macmillan, 2010. 235 p.

JEHLE, G. A.; RENY, P. J. **Advanced Microeconomic Theory**. 3. ed. Essex: Pearson, 2011. 656 p.

LUSTOSA, M. C. J.; CÁNEPA, E. M.; YOUNG, C. E. F. Política Ambiental. In: MAY, Peter Herman (Org.). **Economia do Meio Ambiente**: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. Cap. 7. p. 163-179.

MOTTA, R. S. da. **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro: Fgv, 2006. 228 p.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. **The United Nations World Water Development Report 2015**: water for a sustainable world. Paris: UNESCO, 2015. Disponível em: <<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D. L. **Microeconomia**. 5. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 711 p.

PONCE, R.; BOSELLO, F.; GIUPPONI, C. **Integrating Water Resources into Computable General Equilibrium Models**: a survey. Milão: Fondazione Eni Enrico Mattei, 2012. 30 p. Disponível em: <<http://www.feem.it/getpage.aspx?id=5011&sez=Publications&padre=73>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

ROGERSON, R. **Assessing the Economic Effects of Environmental Regulations**: a general equilibrium approach. 2013. Estudo desenvolvido para a *Environmental Protection Agency* (EPA) dos EUA. Disponível em: <[http://yosemite.epa.gov/ee/epa/erm.nsf/vwan/ee-0572-05.pdf/\\$file/ee-0572-05.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/erm.nsf/vwan/ee-0572-05.pdf/$file/ee-0572-05.pdf)>. Acesso em: 19 maio 2015.

RUIJS, A.; ZIMMERMANN, A.; BERG, M. van der. Demand and Distributional Effects of Water Pricing Policies. **Ecological Economics**. [s. L.], p. 506-516. jun. 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/09218009/66/2-3>>. Acesso em: 15 set. 2014.

- SANTANA, T. A. R. **Estudo dos Impactos Econômicos da Cobrança pelo Uso da Água na Bacia do Rio São Francisco**: uma abordagem de insumo-produto. 2010. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Econômicas, Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/8935/1/Tiago%20Abreu%20Rodrigues%20Santana%20seg.pdf>>. Acesso em: 19 fev. 2015.
- SANTOS, M. R. M. O Princípio Poluidor-Pagador e a Gestão de Recursos Hídricos: a experiência europeia e brasileira. In: MAY, Peter Herman (Org.). **Economia do Meio Ambiente**: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. Cap. 7. p. 333-352.
- SNYDER, C.; NICHOLSON, W. **Microeconomic Theory**: basic principles and extensions. 10. ed. Mason: Cengage Learning, 2008. 740 p.
- THOMAS, J. M.; CALLAN, S. J. **Economia Ambiental**: fundamentos, políticas e aplicações. São Paulo: Cengage Learning, 2010. 556 p.
- TIRADO, D.; GÓMEZ, C. M.; LOZANO, J. **Efficiency Improvements and Water Policy in the Balearic Islands**: a general equilibrium approach. *Investigaciones Económicas*. Madrid, p. 441-463. set. 2006. Disponível em: <<ftp://ftp.fundacionsepi.es/InvEcon/paperArchive/Sep2006/v30i3a2.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2014.
- VARIAN, H. R. **Microeconomia**: conceitos básicos. 7. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2006. 807 p.
- VARIAN, H. R. **Microeconomic Analysis**. 3. ed. Nova Iorque: Norton, 1992. 506 p.
- VASCONCELLOS, M. A. S. de; OLIVEIRA, R. G. de; BARBIERI, F. **Manual de Microeconomia**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2011. 392 p.
- WING, I. S. Computable General Equilibrium Models for the Analysis of Energy and Climate Policies. In: J. EVANS (Ed.). **International Handbook on the Economics of Energy**. Northampton: Edward Elgar Publishing, 2009. p. 61. Disponível em: <http://sww1.bu.edu/isw/papers/cge_ihee.pdf>. Acesso em: 22 maio 2015.