

TEXTO PARA DISCUSSÃO Nº 556

UTILIZAÇÃO DE CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA A VALORIZAÇÃO DA ÁGUA NO BRASIL*

Ronaldo Seroa da Motta**

Rio de Janeiro, abril de 1998

* O autor agradece a Wilfried Teuber (SEMA-GTZ), Michel Potier (Environment Directorate-OECD), Lucia Sena (Sema/SP) e Raimundo Garrido e Luciano Meneses Silva (SRH-MMA) pela atenção e presteza com que obtiveram referências bibliográficas das suas instituições. A Antonio Comune (Fipe-USP), Eduardo Lanna (IPH-UFRS) e Jerson Kelmam (Coppe-UFRJ) por colocarem prestativamente seus artigos à minha disposição via E-mail. A Wilfried Teuber gostaria também de agradecer o incentivo recebido para realizar este documento. Este estudo faz parte do Projeto Planagua de Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Sema-GTZ.

** Coordenador de Estudos do Meio Ambiente na Diretoria de Pesquisa do IPEA.

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



O IPEA é uma fundação pública vinculada ao Ministério do Planejamento e Orçamento, cujas finalidades são: auxiliar o ministro na elaboração e no acompanhamento da política econômica e prover atividades de pesquisa econômica aplicada nas áreas fiscal, financeira, externa e de desenvolvimento setorial.

Presidente

Fernando Rezende

Diretoria

*Claudio Monteiro Considera
Luís Fernando Tironi
Gustavo Maia Gomes
Mariano de Matos Macedo
Luiz Antonio de Souza Cordeiro
Murilo Lôbo*

TEXTO PARA DISCUSSÃO tem o objetivo de divulgar resultados de estudos desenvolvidos direta ou indiretamente pelo IPEA, bem como trabalhos considerados de relevância para disseminação pelo Instituto, para informar profissionais especializados e colher sugestões.

ISSN 1415-4765

SERVIÇO EDITORIAL

Rio de Janeiro – RJ

Av. Presidente Antônio Carlos, 51 – 14º andar – CEP 20020-010
Telefax: (021) 220-5533
E-mail: editrj@ipea.gov.br

Brasília – DF

SBS Q. 1 Bl. J, Ed. BNDES – 10º andar – CEP 70076-900
Telefax: (061) 315-5314
E-mail: editbsb@ipea.gov.br

© IPEA, 1998

É permitida a reprodução deste texto, desde que obrigatoriamente citada a fonte. Reproduções para fins comerciais são rigorosamente proibidas.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

INTRODUÇÃO	1
1 - OS PRINCÍPIOS ECONÔMICOS DA COBRANÇA DA ÁGUA	2
1.1 - Cobrança da Água para Financiamento	2
1.2 - Cobrança da Água por Externalidade	7
1.3 - Criação de Mercado de Direitos da Água	14
1.4 - Conclusões	20
2 - A EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL	25
2.1 - A Experiência Francesa	26
2.2 - A Experiência Holandesa	30
2.3 - A Experiência Alemã	32
2.4 - A Experiência Mexicana	34
2.5 - A Experiência Colombiana	35
2.6 - A Experiência Americana	37
2.7 - A Experiência Chilena	39
2.8 - Conclusões	40
3 - A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA	44
3.1 - Aspectos Políticos e Legais	44
3.2 - A Cobrança nas Legislações Estaduais	47
3.3 - Conclusões	55
4 - RECOMENDAÇÕES PARA A VALORIZAÇÃO ECONÔMICA DA ÁGUA NO BRASIL	55
4.1 - Dez Critérios Econômicos para Valorização da Água	56
4.2 - Custos de Transação	57
4.3 - Critérios de Alocação das Receitas da Cobrança	60
APÊNDICE TÉCNICO	68
BIBLIOGRAFIA	77

RESUMO

Este documento objetiva, primeiro, revisar e analisar os critérios econômicos da cobrança e criação de mercado de recursos naturais, em particular da água, no seu novo contexto legal das recentes leis de recursos hídricos do país. Segundo, analisar as experiências internacionais para subsidiar uma avaliação das propostas de cobrança desenvolvidas no Brasil que, nem sempre, explicitam suas justificativas e implicações econômicas. À luz dessas experiências, são propostos alguns princípios econômicos básicos para a cobrança e criação de mercado de água no Brasil considerando as nossas realidades legal e institucional.

ABSTRACT

This study, firstly, analyses and review the economic criteria of natural resources pricing and market creation, with special focus on water charges in its new legal context in Brazil. Secondly, international experiences are evaluated trying to bring about relevant issues for the current proposals for water charge in Brazil which are commonly presented without proper economic justification. Based on that, general and basic economic principles are enunciated to guide water pricing and market creation taking into account the legal and institutional constraints.

INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos (RH) no Brasil inicia uma nova fase com a aprovação da Lei 9.433 da Política Nacional de Recursos Hídricos em janeiro de 1997. Além desta lei nacional, outros 12 estados também promulgaram legislações semelhantes. Quatro princípios desta lei são responsáveis por tal alteração de padrão: a gestão por bacia, a unicidade da outorga, a exigência de um plano de gestão e o instrumento de cobrança. Todas essas legislações encontram-se na fase de regulamentação, durante a qual os critérios de implementação desses instrumentos serão definidos.

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 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.

Note que a descrição acima das características da nova lei está estritamente associada a uma visão econômica da água. Tal percepção não é fortuita, pois a própria lei reconhece, explicitamente, que a água tem um valor econômico e o instrumento de cobrança almeja a racionalização do seu uso. A transformação desse valor em um preço, isto é, na cobrança, é o tema deste artigo. Ela depende dos critérios econômicos adotados na determinação dos valores da cobrança e da criação de mercado para o uso da água. Adicionalmente, serão analisadas as vantagens e desvantagens das opções de criação de mercado de direitos de uso e poluição da água como complemento ou substituição da cobrança.

O documento está dividido em quatro seções. A primeira enuncia os principais critérios econômicos gerais da cobrança pelo uso ou criação de mercado de recursos naturais, em particular ao caso da água. Uma análise mais formal é deixada para o Apêndice Técnico, onde uma bibliografia especializada e tradicional é registrada.

À luz desses critérios, as experiências internacionais e as propostas estaduais brasileiras são analisadas. Com base nessas experiências, alguns princípios econômicos para a cobrança e criação de mercado são propostos na última seção com base nas conclusões das seções anteriores. Na seção final também são apresentados critérios econômicos para a repartição das receitas da cobrança.

Conforme o leitor poderá notar, este documento não tem o objetivo de propor fórmulas de cobrança ou estimar seus valores. O nosso objetivo é, primeiro, o de avaliar a base teórica dos critérios para valorização da água, os quais nem sempre estão explicitados e coerentes nas propostas de cobrança ou de criação de mercado. E, segundo, discutir a viabilidade legal e institucional de aplicá-los à luz da experiência internacional e da realidade brasileira. Para tal, o estudo oferece alguns princípios econômicos, básicos e de fácil implementação, para que a

valorização econômica da água possa capturar alguns ganhos de eficiência no seu uso e, não represente somente algumas percepções pessoais, simplificadas matematicamente, sem a devida base teórica.

1 - OS PRINCÍPIOS ECONÔMICOS DA COBRANÇA DA ÁGUA

A cobrança da água é um preço sobre o uso da água. Esta é também a base do chamado princípio do poluidor-usuário pagador.¹ Este uso, por sua vez, pode se realizar por quantidade ou qualidade, tal como está reconhecido na nova gestão de recursos hídricos no país (NGRH).

Do ponto de vista econômico, a cobrança da água deve atentar para dois objetivos: o de financiamento da gestão de RH e o de redução das externalidades ambientais negativas. Conforme veremos a seguir, preços ótimos para o financiamento da gestão de recursos hídricos podem não representar necessariamente os preços adequados para atendimento de objetivos ambientais e vice-versa. Mais ainda, a criação de mercados de direitos comercializáveis, em certos casos especiais, pode ser mais eficiente que a cobrança,

Os critérios abaixo analisados estão formalizados no Apêndice Técnico onde uma bibliografia tradicional é referida.

1.1 - Cobrança da Água para Financiamento

Note que o aumento do consumo de um bem, como, por exemplo, a água (em quantidade ou qualidade), realizado por um usuário B (indivíduo ou firma), pode ou não reduzir o consumo de outro usuário A. Por exemplo, dentro dos limites da disponibilidade ou qualidade hídrica, o consumo de B não rivaliza com o de A. Nestes casos, para a sociedade, o aumento de consumo de B não gera um custo social.

Como a água é um bem renovável, não ocorre também nenhum aumento do seu custo de oferta. Em jargão econômico, equivale dizer que o custo marginal (custo da unidade adicional) do consumo de B é zero, embora gere um benefício marginal positivo para B. A cobrança pelo uso da água, nestes casos de não-rivalidade, pode reduzir a eficiência econômica, pois frente a essa cobrança um consumo, que não aumenta o custo social e gera benefícios positivos, poderia ser excluído e, portanto, impediria níveis ótimos de alocação de água por usuário.

Conforme será discutido a seguir, nem sempre o usuário está disposto a revelar o valor dos seus benefícios e, assim, principalmente no caso da água, o consumo de um usuário acaba afetando a disponibilidade do recurso para outro usuário. Mais

¹ Neste contexto da cobrança, este princípio se refere a pagamentos *ex-ante* ao fato gerador, enquanto nas situações de litígios judiciais é aplicado para pagamentos *ex-post* na forma, por exemplo, de indenizações.

ainda, a cobrança pelo uso pode ser necessária para o financiamento da gestão e provisão do recurso.

Os custos de gestão e provisão podem ser associados à disponibilidade hídrica ou ao controle da poluição. Entretanto, o *rationale* apresentado abaixo está mais associado na literatura ao uso por quantidade cuja oferta pode ser viabilizada por financiamento de investimentos e sem geração de externalidades.

1.1.1 - Preços ótimos para financiamento

Note que o custo de um aumento de consumo pode ser zero (custo marginal igual a zero), mas existem custos fixos para manter o serviço de provisão do recurso. No caso da água, seriam, por exemplo, os custos de gestão e obras de manutenção. Logo, uma cobrança terá de existir senão a provisão do bem é reduzida com a exclusão de vários usuários com benefícios marginais positivos. O princípio econômico para tal cobrança é a sua equivalência ao benefício marginal do consumo de água de cada usuário. Observando o Gráfico 1, o nível ótimo de provisão do recurso, nesse caso, seria dado àquele em que o custo marginal da provisão (C^p_{mg}) é igual ao somatório dos benefícios marginais dos usuários ($B_{mg} = B^1_{mg} + \dots + B^n_{mg}$). Assim, o custo social se iguala ao benefício social, tal como indica o ponto Q^* no Gráfico 1 que determina o nível ótimo de consumo.

Esse benefício seria dado pela taxa marginal de substituição do consumo de água por outros bens. Tal taxa apenas revela quanto vale a água em relação a outros bens da economia que são consumidos pelo usuário e, portanto, revela sua disposição de pagar pela água. O consumo da água tanto pode ser um insumo da função de produção de um produtor quanto um bem de consumo direto da função de utilidade de um indivíduo (ver Apêndice Técnico).

Para os usuários produtores (firmas) de um bem z com uma função de produção F e preço p_z , essa cobrança (C_{1qi}) seria revelada pelo valor da produtividade marginal da água como insumo (A) para o usuário i da seguinte forma:

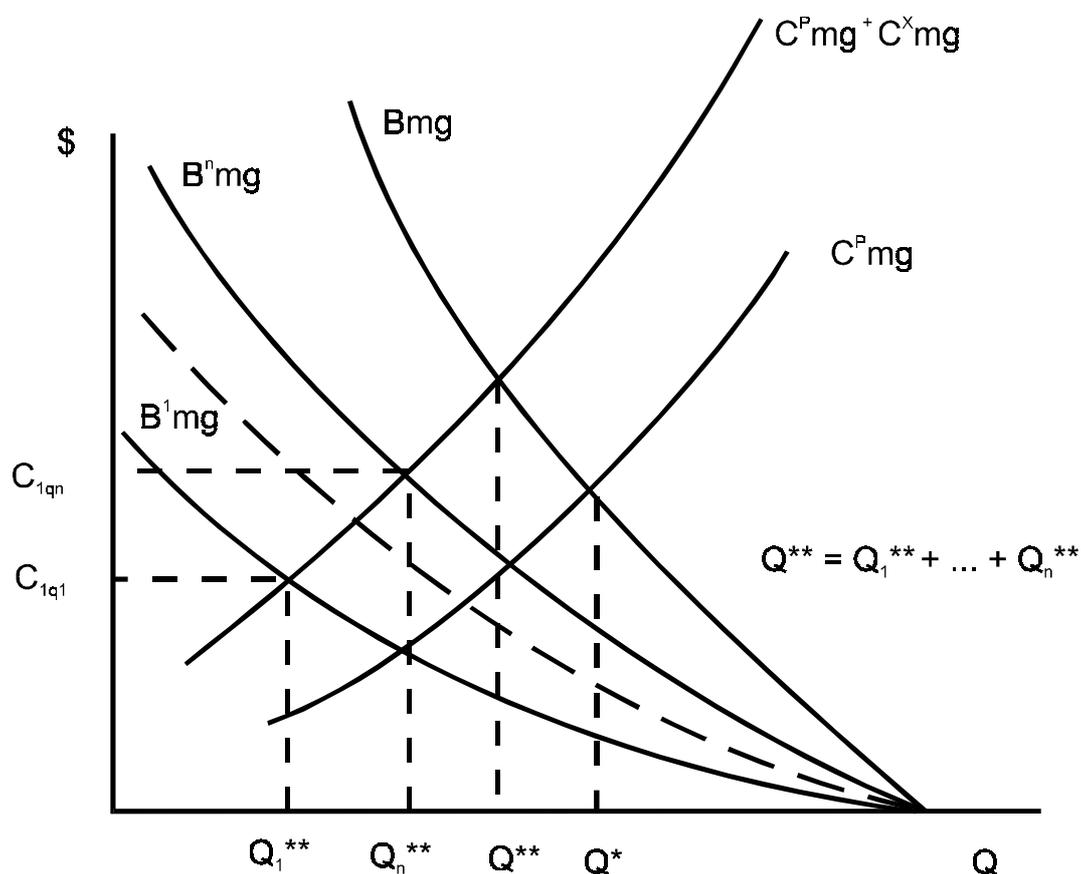
$$C_{1qi} = p_z \frac{\partial F}{\partial A} \quad (1)$$

Para os usuários consumidores direto (famílias), C_{1qi} pode ser expressa formalmente como uma perda de utilidade (U) por decréscimo do consumo direto do bem para o usuário i que reflete sua disposição marginal a pagar (DAP), tal que:

$$C_{1qi} = \frac{\partial U}{\partial A} = DAP \quad (2)$$

O valor da DAP seria, então, uma medida do ganho de bem-estar pelo uso da água.

Gráfico 1
Nível Ótimo de Consumo de um Bem Público



1.1.2 - Preços públicos

A situação anterior é uma caracterização da provisão de um bem público, cujo consumo é não-rival e o estado é o monopolista provedor deste bem. Com tal regra de preços a sociedade maximiza os benefícios do uso da água ao alocar o recurso de acordo com seu retorno econômico para cada usuário. Todavia, é muito difícil identificar para cada usuário o seu benefício marginal do consumo. Mas, como este consumo tem que ser também não-excludente daqueles usuários com benefício marginal positivo, existe um incentivo para o caronista (*free rider*), ou seja, alguns indivíduos irão esconder suas verdadeiras disposições a pagar pelo bem para pagarem menos ou nada pelo seu consumo. Dessa forma, a provisão do recurso é subótima na medida em que as receitas arrecadadas não permitirão cobrir os custos da provisão.

Entretanto, devemos observar que o consumo de água é não-rival somente até certo ponto, isto é, acima de um certo nível de consumo ocorrerá um “congestionamento” que resultará em racionamento. Agora o consumo de B afeta o consumo de A e, portanto, a alocação da escassez tem de seguir um critério de eficiência. Nesse caso, os custos marginais de expansão (C^x_{mg}) têm de ser adicionados aos custos de provisão (C^p_{mg}) e o novo consumo ótimo seria o ponto Q^{**} no Gráfico 1. Note que Q^{**} representa o somatório das quantidades ótimas de cada usuário.

Mesmo que haja a possibilidade de eliminar os caronistas, há que se admitir que o consumo é possível de ser medido para, assim, ser cobrado. Daí a recomendação de que certos bens públicos têm de ser financiados pelo Tesouro, isto é, pelo contribuinte em geral mediante impostos sem qualquer relação com o nível de consumo individual.²

Uma outra forma de resolver tal tendência de subotimização é determinar preços que maximizem o bem-estar gerado pelo consumo de água dada a restrição de que a receita marginal deve se igualar às necessidades de financiamento da provisão e expansão. Esses preços (C_{2qi}) são iguais ao custo marginal de provisão e expansão mais uma parcela diferenciada por usuário que é proporcional (β) ao inverso da elasticidade de demanda (E_i) de cada usuário i da seguinte forma:

$$C_{2qi} - C_{mg}/C_{2qi} = \beta / E_i \quad (3)$$

Assim, usuários com demanda menos elásticas pagam mais que aqueles com demanda mais elástica (ver Apêndice Técnico). Esta tem sido a regra básica de precificação de bens públicos, ou regra de Ramsey,³ quando estes não são financiados diretamente pelo Tesouro.

Note que tal regra poderia ser também aplicada ao consumo por qualidade no qual a demanda do usuário por serviços de despoluição seria dada pela sua curva de custo de controle de poluição, ou seja, a disposição a pagar seria dada pelos custos de controle. Todavia, conforme será visto adiante, no caso de externalidades, além das necessidades de receita, existe um objetivo ambiental a ser atendido.

1.1.3 - As limitações no caso da água

Note que no caso da provisão de água existem problemas adicionais para a precificação.

Conflito setorial: geralmente a indústria e a agricultura apresentam elasticidades-preço maiores do que os usuários urbanos devido às opções tecnológicas de suas

² Estes são os casos clássicos da segurança nacional ou dos faróis de mar.

³ Derivada inicialmente por Frank Ramsey em 1927. Dessa forma, as demandas inelásticas financiam as demandas elásticas, uma vez estas últimas que geram maiores ganhos de excedente econômico. Esta proporcionalidade pode também ser estimada incluindo critérios distributivos [ver Andrade (1998)].

funções de produção. Nesses casos, com o uso da regra de preços públicos, os preços da cobrança de consumo urbano será maior do que de outros usuários, criando-se assim uma fonte de conflito setorial.

*Interligação entre bacias (sub-bacias ou trechos):*⁴ quase sempre o consumo de um usuário numa sub-bacia afeta o de outros em outra bacia, sub-bacia ou trecho. Assim, os preços em vigor em uma bacia que definem o seu nível local ótimo podem afetar outro nível ótimo local. Logo a cobrança do usuário *i*, nesses casos, teria que ser relativa a todas as bacias (sub-bacias ou trechos) *j* da seguinte forma:

$$C_{3qi} = q_{ij} C_{2qj} \quad (4)$$

onde *q* representa a matriz de coeficientes de consumo de água da bacia *j* pelo usuário *i*. Note que *q* pode ser associado tanto ao uso quantitativo de um usuário no uso de outros, quanto ao impacto da sua poluição na qualidade ambiental no consumo dos outros. Mapear essa matriz requer amplo conhecimento sobre o balanço hidrológico das bacias que nem sempre é preciso.

Dessa forma, ou se considera a gestão dentro de uma dimensão de uma única bacia com várias bacias e sub-bacias interligadas ou esse consumo interligado continua uma externalidade negativa⁵ (ver subseção seguinte).

A utilização desse sistema de bacias interligadas implica um sofisticado sistema de gestão em que comitês de bacias são articulados por sua interligação. Tal sistema talvez seja de difícil implementação, pelo menos no estágio inicial do NGRH. Isto porque o número de usuários envolvidos cresceria e, conseqüentemente, seriam observados custos elevados de negociação que impediriam ações cooperativas para definição de metas e preços. Dado que essas negociações tentam definir os benefícios e os custos de cada usuário que dependem da ação de outro usuário, esse contexto de informação imperfeita, portanto, pode gerar situações não cooperativas com usos subótimos do recurso.⁶

Medição do consumo: o custo marginal de medição de consumo (ou das emissões de efluentes) pode ser extremamente alto que não compense a receita adicional gerada. Nesses casos seria melhor utilizar aproximações de consumo, mesmo que subestimadas. Existe quase que uma impossibilidade técnica de medição para a agricultura ou tomadas diretas de água bruta de grandes firmas. Todavia, estimativas parametrizadas são possíveis mediante dados de produção/receita, embora seja uma forma imprecisa de medição. De qualquer forma, tal procedimento requer um sistema de gestão capacitado para isso.

⁴ Na literatura econômica ambiental este problema é denominado *multi-zone problem* [ver Tietenberger (1996)]. Para uma análise de simulação nas bacias do Estado de São Paulo, ver Seroa da Motta e Mendes (1996).

⁵ Este é um caso típico de transferência de externalidade.

⁶ Este níveis são denominados literatura econômica de equilíbrio de Nash.

Racionamento: a disponibilidade hídrica é estocástica, isto é, está associada a uma função probabilística, ou seja, em certos períodos, mesmo com uma receita adequada e sem caronistas, a disponibilidade de água pode requerer um racionamento por motivos puramente hidrológicos. Nesses casos, novamente o uso da água por um usuário exclui o uso por outro e, portanto, gera uma externalidade negativa. A precificação pela regra de preços públicos não é possível, nesses casos, dado que a solução de oferta de água independe do nível de receitas, porquanto que no curto prazo não haveria como disponibilizar mais água. Note que uma gestão de oferta que mantém o consumo suficientemente abaixo da disponibilidade máxima para não enfrentar esse racionamento periódico, estaria realizando uma alocação não-ótima, pois por vários períodos de não-acionamento usuários com benefícios positivos seriam excluídos.⁷

Dessa forma, a alocação ótima da água por precificação da água é de difícil implementação sob a ótica da eficiência econômica, principalmente nos casos de interligação e racionamento. Analisemos mais objetivamente estas restrições quando da discussão sobre direitos de uso transacionáveis.

1.2 - Cobrança da Água por Externalidade

A cobrança da água para controle das externalidades ambientais negativas difere da cobrança para financiamento em duas situações especiais. Primeiro, conforme já analisamos, quando o consumo da água afeta terceiros sem que o usuário pague por isso, ou seja, gera externalidades negativas. Segundo, quando se cobra por poluição, o tratamento da água residual é realizado descentralizadamente (isto é, sem um poder monopolista do estado ou de uma associação) pelos usuários.

Caso a água residual de todos os usuários fosse toda canalizada para uma estação de tratamento coletiva, não haveria externalidade e o problema de precificação seria semelhante ao de preço público, conforme acima discutido, ou seja, igualar a receita da cobrança com as necessidades de financiamento e gestão do sistema de tratamento.⁸ Entretanto, tal não é o caso geral da descarga de efluentes e, assim, há que se determinar um nível de cobrança que afete a geração de externalidades e incentive as ações de controle de poluentes.

Tal como na literatura, nas subseções seguintes iremos nos referir à poluição como a forma de externalidade a ser reduzida. Quando for o caso, faremos referência às externalidades de uso por quantidade.

⁷ Equivale a dizer matematicamente que o ponto de congestionamento tem que ser atingido para haver otimização.

⁸ Nos casos de associações de municípios e de firmas para tratamento em estações coletivas, a questão da cobrança também pode ser resolvida por preços públicos. Entretanto, note que nessas situações, os preços são regidos por contratos privados e sua determinação não precisa, necessariamente, seguir a lógica da maximização do bem-estar social, como no caso dos bens públicos. Ver Seção 3 sobre experiências desse tipo em algumas partes da Alemanha.

1.2.1 - Preços ótimos

A geração de externalidades negativas (por poluição hídrica ou aérea) resulta em danos que não são internalizados nas funções de produção e consumo dos usuários. Desta feita, a economia perde eficiência, pois, devido a essa falha de mercado, o custo privado não coincidirá com o custo social. Na presença de externalidades o nível de utilização do recurso é subótimo. No caso das externalidades negativas, a não-internalização dos seus custos induz um nível de utilização acima daquele que ocorreria caso as externalidades fossem consideradas.

Na ausência de externalidades, o custo privado marginal se iguala ao custo marginal social na produção. A produção, por exemplo, de um bem X em uma certa bacia teria uma função de custo privado $C_{mg}(q)$ e os benefícios marginais sociais desta produção (lucro da produção e satisfação no consumo do bem produzido) seriam definidos na função $B_{mg}(q)$. Observando o Gráfico 2, note que o equilíbrio de mercado será dado na quantidade Q^* onde o custo marginal privado se iguala ao benefício marginal social.

Na presença de externalidades, o custo social incorpora os danos ambientais representados por uma função $D_{mg}(q)$ na qual o valor marginal dos danos cresce quando varia a quantidade produzida.⁹ Agregando $C_{mg}(q)$ com $D_{mg}(q)$ temos uma função a custo marginal social $CS_{mg}(q)$ e a quantidade de equilíbrio é identificada agora, no Gráfico 2, em $Q^{**} < Q^*$. Assim, ao internalizar os danos ambientais das externalidades, o próprio mercado ajusta as posições de equilíbrio. Note que o dano total agora, dada pela área abaixo de $CS_{mg}(q)$, é menor em Q^{**} do que em Q^* .

Dessa forma, o preço ótimo da poluição (taxa pigouviana¹⁰), a ser cobrado pela emissão gerada por q , deveria ser dado pela seguinte expressão:

$$C_{1p} = \partial D_{mg}(q) / \partial q \quad (5)$$

Logo a cobrança em termos de eficiência econômica da expressão (5), determinaria uma quantidade de produção do bem X em Q^{**} que, por sua vez, dada uma função de geração de poluição $R_{mg}(q)$, que associa quantidade produzida de X à poluição gerada, identificaria um nível ótimo de poluição equivalente a $R_{mg}(Q^{**})$, ou seja, um nível de poluição, alcançado pelo próprio mercado, para o qual os benefícios marginais da produção igualam-se aos custos ambientais da poluição.

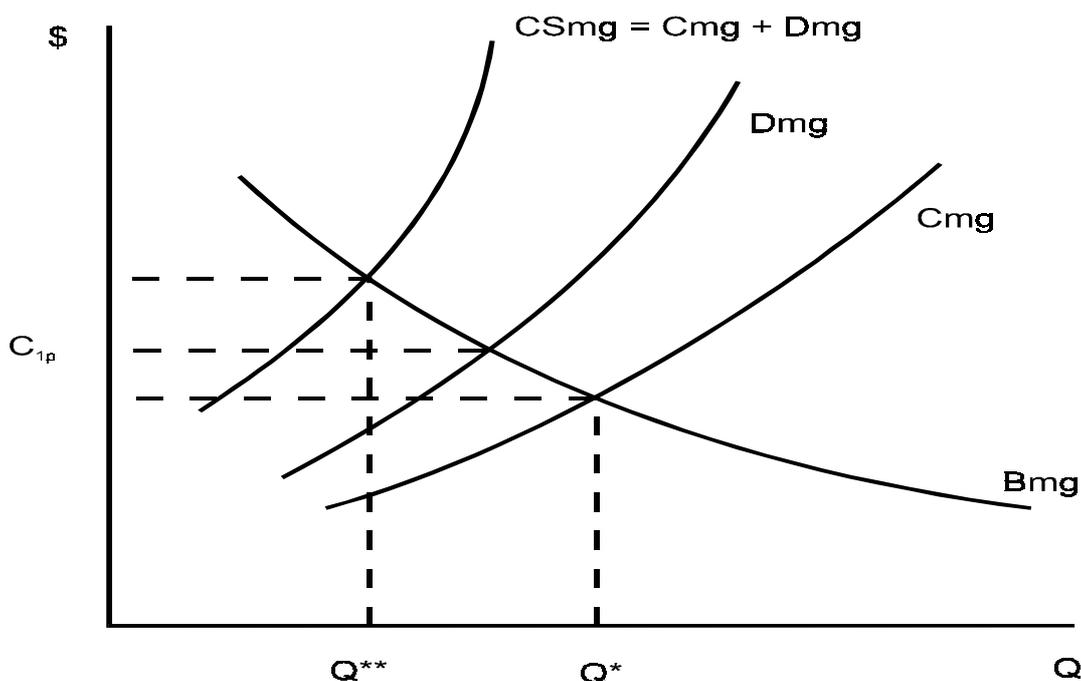
⁹ Esta função de dano representa a relação dose-resposta entre o nível de atividade e o nível do dano.

¹⁰ Graças ao economista Pigou que foi o primeiro a formalizá-la nos anos 20.

Entretanto, a carência de conhecimento sobre as relações de impactos entre atividade econômica e perda de qualidade ambiental e os valores monetários que as pessoas atribuem a essa perda, não permitem uma determinação precisa¹¹ de $Dmg(q)$ para cada tipo de poluição, e, conseqüentemente, de C_{1p} . Observe que $Dmg(q)$ tem de ser estimada para cada sub-bacia onde a capacidade de assimilação e concentração de carga de efluentes fosse diferente.

Tal procedimento encerra um grande esforço institucional que, mesmo sendo factível no contexto brasileiro, pode resultar em custos administrativos superiores aos benefícios gerados e ainda gerar inúmeros casos de litígios por conta de contestações das inevitáveis imprecisões das medidas realizadas.

Gráfico 2
Nível Ótimo da Poluição



Todavia, se existem informações precisas sobre $Dmg(q)$, podemos substituir a função $Bmg(q)$ por uma função de custos marginais de controle ($CCmg(a)$), onde a é o nível de controle. A função $Dmg(q)$ torna-se uma função dos benefícios marginais do controle $Dmg(a)$, que são os danos evitados no nível a de controle.

¹¹ Observe que o termo preciso aqui se refere a uma relação funcional na qual se conhece estatisticamente a magnitude, e a variância desta, do impacto ambiental. Adjetivações, tais como, de alto, médio ou baixo impacto seriam ineficientes para um critério de diferenciação de preço, tanto quanto gerariam efeitos distributivos consideráveis ao penalizar imprecisamente os usuários.

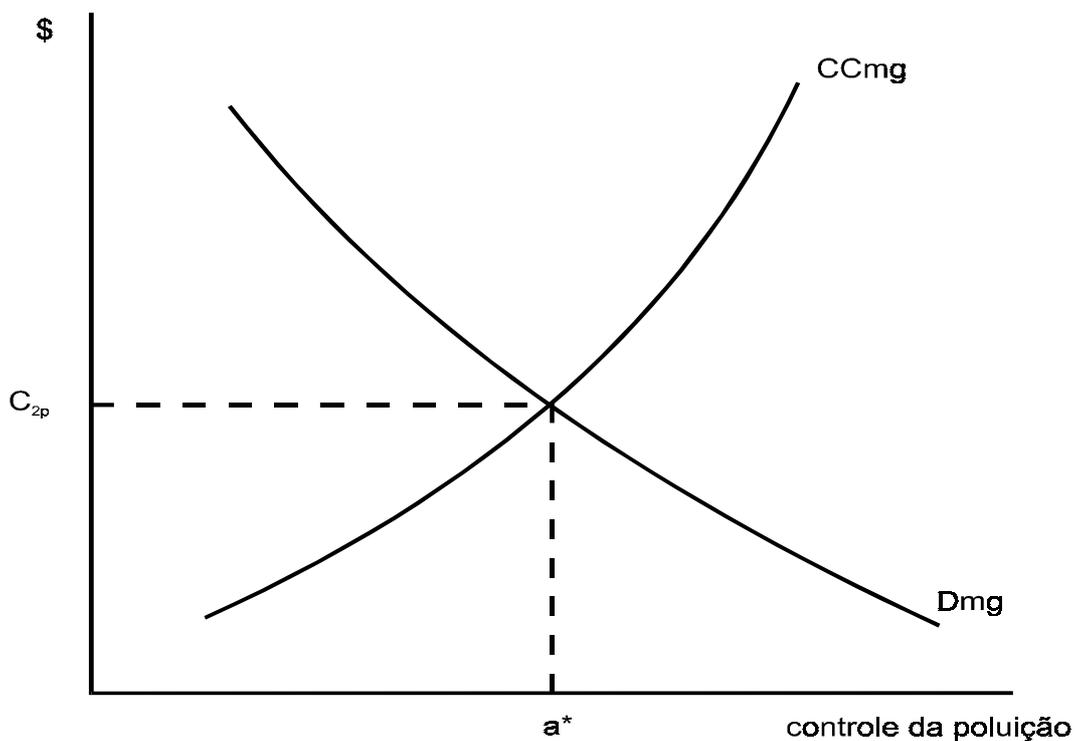
Nesse caso, a função $Dmg(a)$ representa a função $Dmg(q)$ com a inclinação trocada, pois essa agora varia com o nível de controle e não com a quantidade produzida. A solução desse problema é uma cobrança (C_{2p}) no ponto a^* , resultante da interseção das curvas $CCmg$ e Dmg no Gráfico 3, que representa o nível ótimo de controle da poluição, tal como:

$$C_{2p} = Dmg(a^*) = CCmg(a^*) \quad (6)$$

Note que a^* agora representa um quantidade socialmente ótima de controle, equivalente ao ótimo da poluição em Q^* do Gráfico 2, na qual os benefícios marginais se igualam aos custos marginais do controle.

Gráfico 3

Nível Ótimo de Controle da Poluição



No uso quantitativo de água analisado anteriormente, quando o consumo de uma bacia (ou de um usuário) afeta o de outra (o), identifica-se também um caso de externalidade negativa. Nesses casos, a função $Dmg(q)$ é uma que reflete a perda de produção (ou de utilidade) da bacia (sub-bacia ou trecho) ou usuário afetado e não do gerador de externalidade. Essa perda de produção pode ser expressa pela expressão (1) (ou expressão (2) no caso de perda de utilidade), só que agora relativas aos usuários afetados. Fica evidente, dessa forma, a enorme dificuldade

de determinação dessas funções, principalmente para situações que envolvem múltiplos usuários ou bacias.

Entretanto, vale notar que se $Bmg(q)$, $Dmg(a)$, $Dmg(q)$ e $CCmg(a)$ não são convexas, ou seja, benefícios e custos não são, respectivamente, continuamente decrescentes ou crescentes, podem existir mais de um C_{1p} . Nesses casos, a determinação do nível ótimo da cobrança pode também não ser possível.

1.2.2 - Custo-eficiência de controle

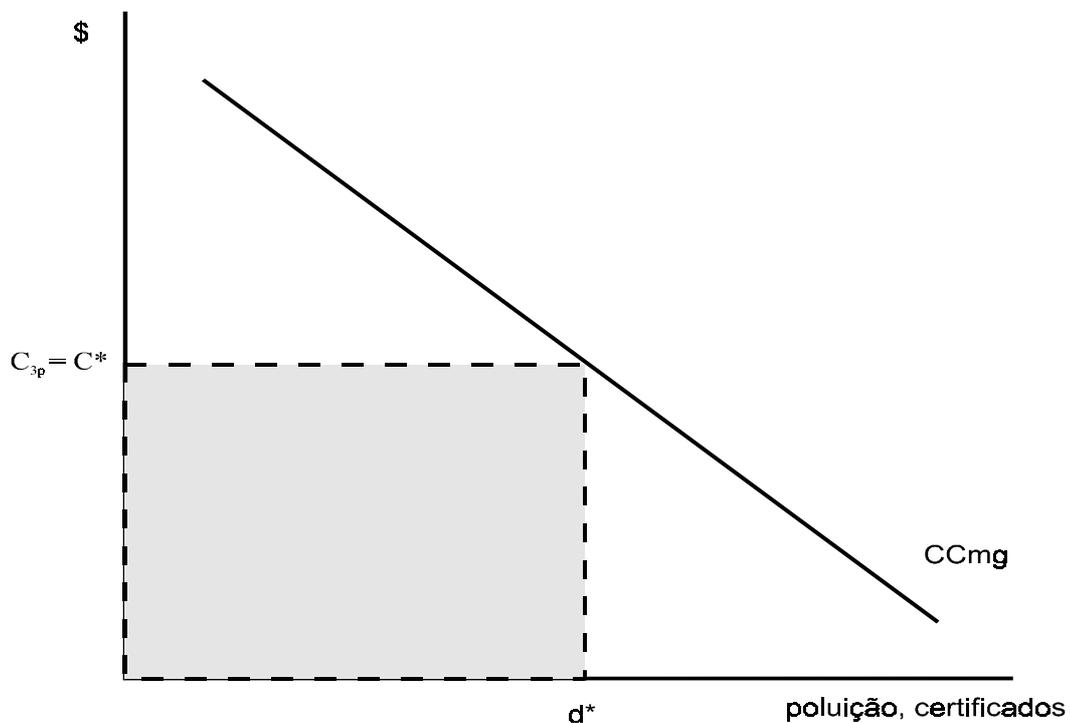
Uma outra forma de resolver o nível da cobrança por externalidades é abdicando do objetivo de um ótimo da poluição valendo-se do custo ambiental, conforme anteriormente discutido, e atingir, opostamente, um nível desejado de poluição (padrão ambiental para o meio e não o de emissão por usuário) mediante minimização do custo social ou custo-eficiência, ou seja, ao invés de maximizar uma função de benefício social, minimiza-se uma função de custo social para derivar preços ótimos da poluição (ver Apêndice Técnico).

Dessa forma, o objetivo é minimizar os custos totais de controle da sociedade sujeito a uma restrição de que o total de poluição, gerado por todos os usuários, não deve exceder um padrão ambiental previamente estabelecido. O Gráfico 4 identifica essa cobrança (C_{3p}) para um certo padrão ambiental d^* que não é considerado ótimo, mas será atingido pelo menor custo total de controle (agregando os custos individuais dos usuários), ou seja, menor custo social.

Observe que, neste caso, estamos admitindo que a sociedade ao definir d^* já confirmou que os custos ambientais acima deste nível de controle são extremamente significativos e excedem qualquer custo possível de controle. Tal pode ser justificado pelo risco e incerteza sobre os danos ambientais segundo o princípio da precaução.¹² Embora tal solução não garanta a maior eficiência econômica como as taxas pigouvianas, C_{2p} , pelo menos, assegura que o custo total de controle seja minimizado.

¹² *Precautionary principle* [ver, por exemplo, Perrings *et alii* (1995)].

Gráfico 4
Nível de Controle com Custo Eficiência



Essa limitação será resultante da reação dos usuários frente a C_{3p} . Somente os usuários com custos de controle inferiores a C_{3p} decidirão ampliar o nível de controle e essa ampliação ocorrerá primeiro naqueles com custos mais baixos. Sendo C_{3p} determinada corretamente, a sociedade atingirá d^* ao menor custo social (ver Apêndice Técnico).

1.2.3 - As limitações no caso da água

Os problemas apresentados aqui para custo-eficiência não são particulares para o caso de poluição hídrica e são também aplicáveis à poluição atmosférica. Todavia, esses problemas serão aqui analisados no contexto de bacias hidrográficas.

Note que o valor da cobrança requer uma simulação prévia com base em funções de custo e níveis de emissão dos usuários. Caso essas simulações não sejam precisas, há de se processar uma monitoria fina testando valores distintos e analisando os resultados ambientais. Na subseção seguinte serão discutidas as condições para que tal imprecisão gere o menor custo econômico. Antes, todavia, examinemos as causas dessas imprecisões.

O formato da curva de controle: a determinação de C_{3p} não requer o conhecimento da função de dano e somente exige a estimação de $CCmg(a)$ para que, com base nas simulações, o valor de C_{3p} seja determinado, ou seja, depende da inclinação da curva de controle dada pela elasticidade-preço da poluição. Quanto maior essa elasticidade menor poderá ser o preço da poluição. Tal seria uma regra similar à regra de preços públicos.

Mas, a identificação de uma função de custo de controle não é livre de problemas empíricos. Cada usuário exibe uma tecnologia e uma escala de controle distintas que podem refletir uma solução particular de controle e, portanto, a estimação de $CCmg(a)$ pode não ser tão trivial. Adicionalmente, $CCmg(a)$ também pode ser não-convexa, ou seja, custos não são continuamente crescentes e, assim, existem mais de um C_{3p} .

O processo de difusão da poluição: outro problema mais sério ainda é o processo de difusão da poluição. Tal como analisado, a carga poluidora de um usuário afeta distintamente o padrão ambiental e, mais ainda, essa dispersão pode ocorrer em várias bacias (sub-bacias ou trechos) e, assim, transferindo poluição para outros usuários.¹³ O valor da cobrança, neste caso de transferência de poluição (C_{4p}), seria então modificado para:

$$C_{4pi} = d_{ij} C_{3pj} \quad (7)$$

onde d representa a matriz de coeficientes de transferência de poluição do usuário i para a bacia, sub-bacia ou trecho j (ver Apêndice Técnico). Tal como para a expressão (4) da cobrança ótima para financiamento considerando interligações entre bacias, mapear essa matriz de impactos requer amplo conhecimento do processo de difusão que nem sempre é conhecido ou preciso.¹⁴

Se d_{ij} é não-linear, isto é, as contribuições das emissões de cada usuário de uma bacia para o padrão de cada bacia são afetadas pelas emissões de outros usuários em outras bacias, a determinação de C_{4pi} será mais complexa e variável com problemas significativos de alocação devido à informação imperfeita e incerteza. Aliás, a parte os problemas com $CCmg(a)$, temos também de admitir que esses problemas de informação imperfeita e incerteza afetam a tomada de decisão do usuário mesmo quando C_{4pi} é uniforme no tempo e que tais questões são de difícil modelagem para um exercício de simulação.

Objetivo de receita versus qualidade ambiental: o objetivo de custo-eficiência tem sido o principal argumento para a introdução de instrumentos econômicos (IEs) na gestão ambiental onde prevalecem os instrumentos de comando e controle (ICC).

¹³ Note que tais problemas se aplicam tanto à poluição hídrica quanto a atmosférica.

¹⁴ Kelman (1996) propõe uma cobrança para água no Brasil com base em fórmula muito semelhante. Entretanto, não foi possível identificar no referido texto a base teórica e as justificativas econômicas e também de citações de referências desta formulação desenvolvida há muitos anos em livros-textos de economia ambiental. Ver Apêndice Técnico onde esta fórmula é formalizado com base nesta literatura.

Repare que a adoção de um típico ICC seria um padrão de emissão por usuário conjugado com um padrão ambiental. Considere um padrão de emissão comum uniforme para todos os usuários que gerasse, assumindo total cumprimento, o mesmo d^* que a aplicação de C_{3p} . Nesse caso, no ICC os usuários com custos baixos de controle não estariam incentivados para controlar abaixo deste padrão de emissão e, portanto, o custo total de controle tenderia a ser maior do que com C_{3p} . Além desta capacidade de reduzir o custo social de controle, IEs de cunho fiscal têm sido também justificados por gerarem receitas. Na verdade tal objetivo fiscal, conforme será analisado nas próximas seções, tem sido a principal razão da implementação de sistemas de cobrança de água. Dessa forma, mesmo cobranças que não estão objetivando um padrão ambiental específico, mas sim um nível desejado de receita, terão que utilizar o critério de preço público na qual a cobrança terá que ser inversamente proporcional à elasticidade-preço da curva de controle.

1.3 - Criação de Mercado de Direitos da Água

Nas seções anteriores procurou-se demonstrar que a precificação da água não é trivial quando se deseja introduzir critérios econômicos de eficiência para a sua racionalização, conforme explicitam os diplomas legais do NGRH. Tal realidade resultou que nas experiências internacionais, discutidas na Seção 3, observamos que a determinação do valor da cobrança é geralmente resolvida a níveis subótimos. A prática da cobrança, conforme será analisado, muitas vezes não gera a receita necessária nem cria incentivos para o uso de água de maior retorno para a sociedade.

Tendo em vista tal realidade, será importante, antes de analisarmos as experiências internacionais, que se discuta uma forma, a princípio mais simples e objetiva, de revelar o valor econômico da água: direitos de uso comercializáveis, isto é, a criação de um mercado de água por troca de direitos de uso.

Note que é a ausência de (ou dificuldade de assinalar) direitos completos de propriedade dos recursos ambientais que torna seu uso subótimo (ou menos eficiente). Caso a especificação dos direitos completos de uso da água seja possível, uma negociação entre os usuários poderia ocorrer de forma que os usos de maior retorno (mais eficiente) seriam priorizados, ou seja, as trocas de direitos no mercado induziriam que os usuários de maior benefício de uso (ou menor custo) fossem aqueles que pagariam mais por estes direitos. Os termos da negociação seriam com base nos custos e benefícios percebidos pelas partes.

A discussão que se segue terá o objetivo de analisar a utilização de mercados de direitos de uso de água (MDU) no qual a titularidade continua pública, mas permite-se que o direito de uso por quantidade, dado pela outorga, seja transacionado entre usuários. Outra opção seria o mercado de certificados de poluição (MCP) que estabelece um limite de descarga de poluentes por usuários e autoriza que os usuários transacionem entre si partes dessa permissão de carga poluente. Desta feita, pretende-se resolver mediante criação de mercado alguns

dos problemas com precificação apontados anteriormente e qualificar essas opções como instrumentos disponíveis para a NGRH.

Para que um mercado, entretanto, realize uma alocação ótima será necessário atentar para inúmeros condicionantes de propriedade e competitividade, ou seja, requer direitos de propriedade bem definidos, um grande número de participantes comprando e vendendo com diferentes custos e benefícios e fraca interdependência de mercado. Por outro lado, um mercado, assim, institucionalizado, diversificado e atomizado requer um apoio institucional e legal mais sofisticado. Portanto, conforme discutiremos adiante, esses instrumentos apresentam alguns problemas que devem ser identificados para avaliar as situações propícias para sua aplicação.

1.3.1 - O mercado de direitos de uso

A necessidade de utilizar instrumentos de preços para o uso quantitativo da água (consumo de água bruta), conforme analisado anteriormente, é apenas uma alternativa às dificuldades de administrar um mercado de direitos de uso da água. Essas dificuldades são predominantemente de natureza cultural e se reflete na ordem jurídica. Sendo um bem vital para a vida humana, a maioria dos países tem considerado a água como um bem de propriedade pública. O direito privado da água é negado para evitar uma apropriação indevida do recurso por alguns usuários. Assim, o Estado passa a ser o agente alocativo da água.

No caso brasileiro, a titularidade da água sempre foi pública, isto é, do poder público, e o NGRH mantém essa forma de propriedade. Assim, o poder público outorga direitos de uso aos usuários. Os critérios dessa alocação são claros no sentido de privilegiar o uso humano. Todavia, nos casos de escassez não existem critérios mais objetivos para essa alocação que possam assegurar que a titularidade pública seja mais eficiente ou equânime que um mercado privado de água. Não se pretende, contudo, avançar aqui nessas questões político-jurídicas da titularidade da água.

No caso do uso quantitativo da água, as transações no MDU ocorreriam de forma semelhante a qualquer outro mercado de bem. Suponha que o poder público realize leilões anuais de outorgas entre os diversos usuários da bacia. Nesses casos, o usuário somente estaria disposto a pagar por tal outorga o valor adicional que ela gera na sua produção ou utilidade pessoal.

Assim, o valor de transação da água para cada usuário seria equivalente a C_{1q} , das expressões (1) e (2), que representariam a produtividade ou utilidade marginal de X do usuário. Note que com o MDU elimina-se o caronista e resolve-se o problema da determinação do preço ótimo por indivíduo. Entretanto, o consumo ótimo referente ao ponto Q do Gráfico 1 somente será identificado caso o leilão seja realizado de tal forma que o poder concedente, ao observar todas as ofertas por quantidades de cada usuário, pudesse determinar o ponto Q , tendo em vista sua função de custo marginal de gestão e expansão ($C_{mg}(q)$). Assim, conhecendo

$C_{mg}(q)$ o poder concedente realizaria as concessões de outorga até o ponto ótimo Q .

Suponha agora uma situação de escassez na qual estas outorgas sejam parcial ou integralmente transacionadas entre os usuários. Por exemplo, o usuário A detém o direito de uso de uma quantidade X de água que lhe gera uma produção marginal equivalente a ΔP . Portanto, o usuário A estaria assim disposto a vender essa quantidade a qualquer usuário por um valor no mínimo igual a ΔP . O usuário comprador seria aquele em quem ΔP é um valor abaixo do valor adicional de produção gerado por X , ou seja, novamente os valores de transação seriam orientados pelas expressões (1) e (2) e o preço de equilíbrio seria aquele referente ao ponto Q^* do Gráfico 1.

Caso as transações entre usuários fossem também permitidas entre bacias, sub-bacias ou trechos, os preços e quantidades ótimos seriam revelados considerando as externalidades que foram anteriormente mencionadas quando uma bacia (sub-bacia ou trecho) dispõe de água de outra. Para tal, cada usuário teria que ser outorgado nas diversas bacias que seu consumo afeta de acordo com o efeito do seu consumo na disponibilidade de cada bacia. Note, entretanto, que nesse cenário de comercialização, não está resolvido o problema de interligação da expressão (4) de precificação. Sem o conhecimento prévio de q_{ij} não é possível definir os direitos por bacia e, portanto, criar um mercado. Caso q_{ij} seja explicitado, um MDU entre bacias poderia ser utilizado em lugar da precificação da expressão (4). Para tal, mercados *spot* e futuros poderiam ser adotados para realizar as transações. A vantagem do MDU seria que o próprio mercado definiria os valores de transação da água e, assim, não haveria necessidade de calcular um nível de cobrança e, portanto, a imprecisão do processo alocativo seria limitada ao dimensionamento de q_{ij} .

Na situação de leilões administrados e com transações entre usuários, atinge-se o consumo ótimo e gera-se uma receita anual suficiente para a gestão e expansão do sistema. Adicionalmente, alocam-se eficientemente os recursos em situações de racionamento e de expansão de consumo. Novos usuários poderiam adquirir direitos de outorga e as bacias com expansão de consumo também poderiam efetuar transações com outras bacias.

Conforme se mencionou no início desta subseção, tal sistema de MDU implica uma completa alteração da distribuição das outorgas atualmente concedidas e, portanto, geraria problemas políticos e jurídicos provavelmente intransponíveis. Um mercado, todavia, somente sucederá se esses direitos de uso forem realmente assegurados de forma que quem vende possa vir a comprar mais tarde caso seja necessário. Caso contrário a falta de credibilidade restringirá as potenciais transações. Para tanto, não se faz possível imaginar, no caso brasileiro, que estes direitos tornem-se comercializáveis de forma repentina.

Além do mais, existem pelo menos dois problemas técnicos a serem considerados, tais como:

a) informação imperfeita: o poder público não estaria perfeitamente informado sobre disponibilidade hídrica, os efeitos do consumo de cada bacia em outra bacia e os custos marginais de gestão e expansão nas diversas bacias. Adicionalmente, nem todos os usuários estariam com informação precisa sobre a sua produtividade marginal ou disposição a pagar. Assim, os custos de transação seriam altamente elevados e o consumo de equilíbrio seria subótimo. Embora tal imperfeição possa ser amenizada valendo-se de mercados futuros, a administração de tal sistema é por demais complexa para ser implementada de forma abrangente para um país como o Brasil com um número significativo e diverso de bacias e usuários; e

b) poder de mercado: os usuários ou bacias com poder concentrado de mercado tenderiam a manipular a compra de direitos de outorgas para a criação de barreiras à entrada para concorrentes (ou competição regional) ou ainda para realizar arbitragens de preço visando a lucros anormais.¹⁵ Embora tal possibilidade possa ser controlada por limites de outorga por usuário ou restrição de transferências, mais uma vez a administração do sistema seria mais complexa, pois requereria que o poder público conhecesse as demandas reais dos usuários, caso contrário os ganhos de eficiência esperados seriam reduzidos.¹⁶

Todavia, parte deste sistema MDU pode ser aplicado, sem a incidência grave destes problemas político-jurídicos e técnicos, quando da situação de racionamento que é um dos principais problemas alocativos não resolvidos pela precificação. Neste cenário as outorgas são definidas nos critérios correntes¹⁷ e adota-se a precificação para financiamento da bacia, mas essas outorgas são liberadas para comercialização em situações de racionamento.

No racionamento, o poder concedente tem que reduzir o volume de outorga no percentual adequado à magnitude do racionamento. Uma redução uniforme entre usuários resultaria numa alocação subótima dado que o racionamento não privilegiaria os usuários de maior produtividade ou utilidade marginal da água. Para evitar tal distorção, transações de MDU poderiam ocorrer em mercados *spot* em duas formas: *a)* com transação entre usuários ou *b)* leilões administrados pelo poder concedente.

Nas transações entre usuários, o poder concedente reduz a outorga de todos os usuários no mesmo percentual e estes são livres para “alugar” parte da sua outorga restante ao maior valor de oferta. Note que o preço de equilíbrio deste aluguel seria equivalente a produtividade ou utilidade marginal do usuário segundo as expressões (1) e (2). Entretanto, se o racionamento cresce de forma contínua e as

¹⁵ No caso de usuário com poder monopsônico, a compra de direitos seria abaixo do necessário para forçar a queda do seu preço. Já no caso do monopolista haveria uma compra acima das necessidades para gerar uma elevação do preço. Essas possibilidades especulativas são determinadas pelas curvas de custo de controle que influenciarão, por sua vez, a demanda por tais direitos.

¹⁶ Este é um caso de assimetria de informação tipo principal agente.

¹⁷ Observe que, independente do critério de alocação de outorgas, sempre haverá um problema distributivo.

alocações entre usuários têm de ser realizadas de imediato, a identificação de negócios entre os usuários pode apresentar altos custos de transação que reduziriam sua capacidade de alocação ótima.

Nas transações administradas por leilões, o poder concedente anuncia que o racionamento será alocado por usuário de acordo com o valor que este está disposto a pagar para não ser racionado. Aqueles com menor disposição a pagar serão os primeiros atingidos. Ao contrário de a informação de preços revelar-se no mercado, todos os usuários revelam seus preços ao poder concedente por meio de um leilão¹⁸ que ordena o racionamento. Nesse caso, a verdadeira disposição a pagar sugeriria também para indicar uma alocação ótima da escassez de água sem, contudo, exigir altos custos de transação.

1.3.2 - O mercado de certificados de poluição

Agora vamos considerar o caso da poluição onde o problema amplia-se com a presença de externalidades. Os direitos assim são assegurados não só para o uso da água para diluição, mas também pelo direito completo de compensação às externalidades, ou seja, a parte afetada negativamente tem legalmente assegurada uma compensação que equivale às suas perdas por conta das externalidades negativas.

Por exemplo, a poluição do usuário A gera para o usuário firma B um custo equivalente a uma perda de produção ΔQ . Assim, se a firma B tem direitos legais de compensação, estaria disposta a aceitar o montante ΔQ para permitir que A continuasse a poluir. Por outro lado, se o direito de compensação não existe ou o direito de poluir é assegurado ao usuário A, restaria a B pagar até ΔQ ao usuário A para cessar essas externalidades.

Quando tais negociações são possíveis, os preços da externalidade emergem e norteiam uma alocação eficiente dos recursos quando identificam o ótimo da poluição equivalente a Q^{**} no Gráfico 2, independentemente de quem tem os direitos de propriedade assegurados. Esse processo é denominado solução de mercado coasiana, graças ao trabalho seminal desenvolvido por R. Coase,¹⁹ e tem sido objeto da escola dos economistas institucionalistas ou economia das leis.

Essa corrente estuda o papel das instituições na definição dos direitos de propriedade e suas repercussões na alocação eficiente dos recursos. Nesses casos, taxas pigouvianas não seriam necessárias, pois o próprio mercado atingiria soluções ótimas sem uso de instrumentos fiscais, ou seja, a curva de compensações reflete uma curva de danos ambientais e, portanto, as negociações

¹⁸ Este leilão poderia ocorrer pela internet de forma simultânea. Kelman (1997) sugere que na concessão da outorga o usuário já informe sua disposição a pagar pela água racionada. Todavia, dado o grau de incerteza sobre a ocorrência de racionamento na época da outorga, tal procedimento parece não oferecer nenhum ganho alocativo.

¹⁹ Prêmio Nobel de Economia em 1992. Ver texto seminal em Coase (1960).

entre as partes revelariam os valores dos danos marginais da poluição da expressão (5) da taxa pigouviana.

Todavia, soluções coasianas não estão livres de problemas de eficiência. Da mesma forma que o discutido para o MDU, estruturas imperfeitas de mercado podem gerar compensações não-ótimas quando existe um poder de mercado sob controle de alguns poucos usuários. Segundo, embora o ponto de equilíbrio coasiano independa também de “a quem” os direitos são assegurados, os efeitos distributivos (pagamento ou compensações) trocam de sinal em cada caso.

Terceiro, quando pagamentos ou compensações são realizados alteram-se as restrições orçamentárias originais dos usuários e, conseqüentemente, determinam novos pontos de equilíbrio distintos. Por último, a magnitude dos custos de transação para impor esses direitos reduzem também o pagamento ou compensação líquida e, portanto, resultam em pontos de equilíbrio não-ótimos.

Essa última restrição é de suma importância para a questão dos recursos ambientais. Devido ao caráter difuso do problema ambiental, observa-se um número elevado de partes afetadas e geradoras de externalidades. É difícil avaliar não só a causalidade entre cada fonte de degradação com o efeito ambiental geral, mas também o valor econômico dos recursos ambientais que não se resume somente a *valores de uso*, mas inclui igualmente *valores de não-uso* que afetam a sociedade como um todo. Assim, soluções coasianas acabam gerando altos custos de transação que podem resultar em pontos de equilíbrio muito próximos à total degradação ou exaustão.

A solução do tipo coasiana seria, contudo, a base das compensações judiciais em relação a danos ambientais. As dificuldades institucionais de julgar o mérito, definir o valor e impor as sanções têm encerrado custos de transação elevados que não permitiram que tal prática fosse satisfatória em termos de eficiência econômica.

Se o ótimo da poluição não é viável pelas compensações, é possível que a criação de um mercado de certificados de poluição (MCP) seja a forma mais eficiente de atingir um nível de poluição previamente estipulado, conforme se pretende com a cobrança C_{2p} da expressão (6).

Tal como no Gráfico 4, ao invés de um preço c^* da poluição assinalado por um poder concedente, os usuários negociariam os d^* certificados de poluição. É possível demonstrar (ver Anexo 6) que o preço de equilíbrio destes certificados equivaleria ao preço da poluição c^* de acordo com a expressão (6). Todavia, no caso de um processo de difusão de poluição não-linear, conforme discutido anteriormente para a cobrança, o montante de certificados teria que ser revisto a cada rodada de negociações ou associá-lo a uma cobrança pelas externalidades remanescentes. Novamente, a eficiência alocativa do MCP dependerá das condições competitivas desse mercado, tal como observou-se para o MDU e o mercado coasiano.

1.4 - Conclusões

Analisando as opções de sistema de cobrança anteriormente analisadas, o Quadro 1 resume algumas características que as diferenciam.

Quadro 1
Comparação de Sistemas de Cobrança

Objetivo	Dificuldades
Nível Ótimo de Cobrança para Financiamento	Capturar verdadeira disposição a pagar dos usuários.
Nível Ótimo de Cobrança para Equilíbrio Orçamentário	Estimar custo marginal de expansão.
Nível Ótimo de Poluição	Determinar valores para cada usuário com base nos danos da sua externalidade.
Custo-Eficiência de Controle	Determinar valores para cada usuário com base na sua contribuição a perda da qualidade ambiental.

O que finalmente nos interessa apreender dessa análise é que na ausência de preços adequados para os recursos naturais a alocação eficiente destes recursos não pode ser tentada.

Conforme ilustra o Gráfico 5, onde CC_{mg} é a curva de custo de controle marginal privado da poluição, quando o nível de cobrança (ou de custo de um certificado de poluição) é t , o nível de controle da firma 1, a_1 , é maior do que o da firma 2, a_2 , que por sua vez é maior do que o da firma 3, a_3 .

Quanto maior for t , maior será o controle agregado das firmas, pois o preço maior de cobrança induzirá o controle em firmas onde o custo de controle é também maior. Assumindo custos de transação nulos e perfeita racionalidade dos agentes econômicos, as firmas somente pagarão sobre uma unidade de poluição se o seu custo de controle marginal exceder o valor cobrado sobre ela.

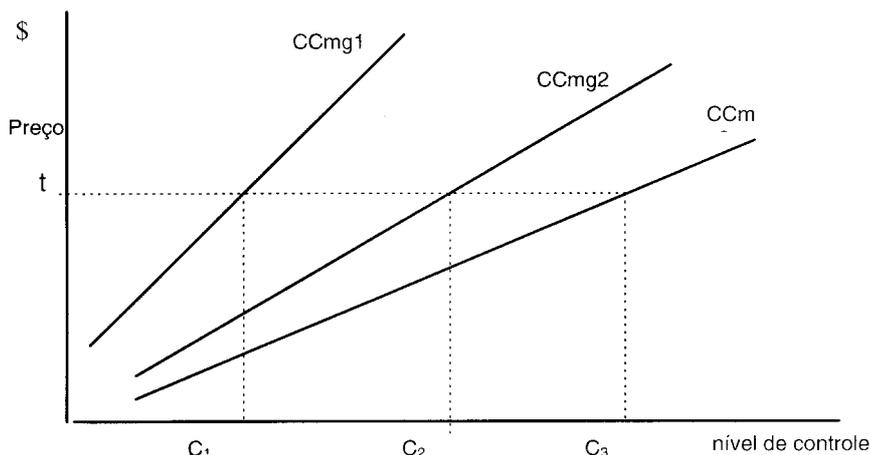
Observe no Gráfico 5 que, se a_2 é imposto a todas as firmas como um típico instrumento de controle, a firma 1 será obrigada a controlar mais a um custo marginal maior e a firma 3 a controlar menos a um custo marginal menor. Logo o custo total agregado de controle em t será menor do que aquele resultante de uma imposição geral de a_2 .

Note também que t poderá ser tanto uma taxa pigouviana, igualando custo social da poluição com custos sociais de seu controle, quanto uma taxa que induz de tal forma o nível de controle das firmas que a poluição total agregada não excede um certo nível desejado socialmente.

Qualquer que seja t , esta resultará em um certo nível de receita desde que o preço da cobrança seja inferior ao maior custo marginal de controle. Embora a

magnitude da receita depende do nível de cobrança, os custos administrativos de implementação dessa cobrança — custos econômicos de transação e custos políticos — devem ser cuidadosamente avaliados para que estes compensem a geração de receita resultante.

Gráfico 5
Controle Ambiental e Preço da Poluição



O Quadro 2 ilustra o amplo espectro de instrumentos que poderia estar disponível, e todos de forma explícita ou implícita, têm algum efeito de incentivo. Mesmo os tradicionais regulamentos do tipo comando e controle, como, por exemplo, multas, criam um efeito presumido de incentivo, porque o poluidor seria compelido a sujeitar-se aos regulamentos a fim de evitar as sanções.

A distribuição de direitos comercializáveis de forma gratuita²⁰ significa, entretanto, uma transferência de renda para os usuários beneficiados. Note no Gráfico 4 que com o leilão de d^* certificados, o custo total da firma (custo da compra de certificados mais custo de controle) é a área sombreada abaixo da linha de preço mais a área abaixo da curva de custo de controle (C_{cmg}) a partir de d^* . Já quando a distribuição de d^* certificados é gratuita, o custo total das firmas seria somente parte dessa área a partir de d^* que representa o custo de controle. Logo existe uma transferência direta de renda aos usuários equivalente à área sombreada (área abaixo da linha de preço de 0 a d^*) do Gráfico 4. Note que a receita da cobrança seria exatamente essa área equivalente aos gastos com compra de certificados.

²⁰ Por exemplo, proporcional ao atual nível de consumo ou descarga (critério *grandfather*).

Quadro 2
Mecanismos de Gestão Ambiental que Incorporam Incentivos Econômicos

<-ORIENTADOS PARA O CONTROLE->	<-ORIENTADOS PARA O MERCADO->	<-ORIENTADOS PARA O LITÍGIO->		
Regulamentos e Sanções	Taxas, Impostos e Cobranças	Criação de Mercado	Intervenção de Demanda Final	Legislação da Responsabilização
<i>Exemplos Específicos de Aplicações Urbanas</i>				
<ul style="list-style-type: none"> • Padrões de emissões • Licenciamento para atividades econômicas e relatório de impacto ambiental • Restrições ao uso do solo • Normas sobre o impacto da construção de estradas, oleodutos, portos ou redes de comunicações • Diretrizes ambientais para o traçado das vias urbanas • Multas sobre vazamentos em instalações de armazenagem situadas no porto ou em terra • Proibições aplicadas a substâncias consideradas inaceitáveis para os serviços de coleta de resíduos sólidos • Quotas de uso de água 	<ul style="list-style-type: none"> • Cobrança pelo uso ou degradação de um recurso natural • Tributos convencionais fixados sob ótica ambiental • <i>Royalties</i> e compensação financeira para a exploração de recursos naturais • Bônus de desempenho para padrões de construção • Impostos afetando as opções de transporte intermodal • Impostos para estimular a reutilização ou reciclagem de materiais • Cobrança por disposição de resíduos sólidos em aterro sanitário 	<ul style="list-style-type: none"> • Licenças comercializáveis para os direitos de captação de água e para emissões poluidoras no ar e na água • Desapropriação para construção incluindo “valores ambientais” • Direitos de propriedade ligados aos recursos potencialmente impactados pelo desenvolvimento urbano (florestas, solo, pesca artesanal) • Sistemas de depósito-reembolso para resíduos sólidos de risco 	<ul style="list-style-type: none"> • Rotulação de produtos de consumo referente a substâncias problemáticas (por exemplo, fosfatos em detergentes) • Educação para a reciclagem e a reutilização • Legislação sobre divulgação, exigindo que os fabricantes publiquem a geração de resíduos sólidos, líquidos e tóxicos • Lista negra dos poluidores 	<ul style="list-style-type: none"> • Compensação de danos • Responsabilização legal por negligência dos gerentes de empresa e das autoridades ambientais • Bônus de desempenho de longo prazo para riscos possíveis ou incertos na construção de infraestrutura • Exigências de “Impacto Líquido Zero” para o traçado de rodovias, oleodutos ou direitos de passagem de serviços públicos, e passagens sobre água

Fonte: Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996).

Vale, então, aqui ressaltar cinco pontos importantes, geralmente erroneamente interpretados nesse tema:

a) A receita de cobrança será sempre positiva desde que seu valor não seja superior ao menor custo de controle percebido pelo usuário.²¹ Neste custo de controle deve-se considerar também, além dos custos de investimentos e operação, os custos de transação dos usuários (custo de administração e informação). Sistemas muito complexos com altos custos de transação podem reduzir os ganhos de eficiência desejados com o sistema de cobrança. Nesses casos de sistemas complexos, a receita líquida gerada pode até ser negativa se consideramos os custos de gestão incorridos para administrar o sistema.

b) A criação de mercados pode gerar receitas cujo montante é igual ao do sistema de cobrança, desde que os direitos sejam vendidos e não cedidos gratuitamente.

c) A receita da venda de direitos ou da cobrança não representa um pagamento dobrado dos usuários, já que com tais mecanismos de mercado reduz-se o custo social de controle de igual monta.

d) No caso de certificados, seria possível, então, orientar uma política de água preferencial a um setor pela simples alocação favorável a ele, em vez de criar subsídios cruzados no sistema de cobranças. Note que com o subsídio cruzado por cobrança, a alocação seria subótima enquanto na distribuição de direitos preferenciais o nível ótimo seria restabelecido valendo-se de transações no mercado.

e) Para curvas de benefício (Gráfico 1) ou de danos (Gráfico 2) pouco inclinadas (altamente preço-elástica), o sistema de criação de mercado seria mais aconselhável porque uma imprecisão no valor da cobrança geraria perdas consideráveis, ou seja, num cenário de informação imperfeita, ajustar os valores da cobrança via monitoria fina, onde os valores seriam calibrados *vis-à-vis* as respostas de mercado, poderia gerar custos econômicos bastante significativos.

Embora as opções aumentem a eficiência alocativa do recurso água, existem, pelo menos, dois problemas comuns que podem impedir tais benefícios alocativos.

Um seria um problema técnico relativo ao conhecimento das interligações entre bacias e do processo de difusão da poluição, amplamente analisado anteriormente. É necessário conhecer os impactos de consumo de água e o processo de difusão de poluentes de um usuário para evitar a transferência de externalidades. Esse conhecimento talvez seja a maior contribuição de um Plano Nacional (Estadual) de Recursos Hídricos. Neste aspecto uma gestão totalmente descentralizada não seria benéfica e o Conselho Nacional (Estadual) de Recursos Hídricos terá que atuar para mitigar tais externalidades.

O outro problema seria de ordem legal relativo à existência de um padrão de emissão por usuário. Tal padrão é uma limitação aos ganhos de eficiência no uso da água por qualidade porque impede a redução dos custos totais de controle.

²¹ Ou seja, a água é um bem normal.

Caso a cobrança seja permitida apenas sobre as emissões legalmente definidas, o ganho alocativo da redução dos níveis correntes para os níveis legais seria perdido. Se a cobrança incidir sobre emissões acima dos níveis legais, embora seja mais eficiente, tal procedimento “legalizaria” essas emissões excedentes. Dessa forma, a abolição desses padrões poderia ser permitida em bacias em que um sistema de cobrança ou de criação de mercado fosse estabelecido. Entretanto, tal alteração teria que ser objeto de apreciação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) dado que se trata de um requerimento legal de âmbito nacional.

A grande vantagem do sistema de criação de mercado sobre o de cobrança é a possibilidade de os usuários nas suas transações revelarem suas verdadeiras disposições a pagar e seus verdadeiros custos de controle. Com isso, o poder concedente elimina uma fonte de informação e reduz seu grau de imprecisão na aplicação dos instrumentos econômicos.

Ademais, para que se realize uma alocação ótima por criação de mercado, é preciso que exista um grande número de participantes comprando e vendendo com diferentes custos e benefícios e fraca interdependência. Nessas condições de diversificação e atomização requer um apoio institucional e legal mais sofisticado que evite altos custos de transação entre usuários e altos custos administrativos para o poder concedente.

Um mercado, todavia, somente sucederá se esses direitos de uso forem realmente assegurados de forma que quem vende possa vir a comprar mais tarde caso seja necessário e quem compra possa garantir os benefícios da sua compra. Caso contrário a falta de credibilidade restringirá as potenciais transações. Para tanto, não se faz possível imaginar no caso brasileiro que tais direitos tornem-se comercializáveis de forma repentina e, portanto, apenas algumas flexibilizações para períodos curtos podem ser contempladas, como seria o caso de leilões em épocas de racionamento de água. À exceção disso, uma regulamentação clara e inequívoca na regulamentação da Lei 9.433 de recursos hídricos seria um primeiro passo para a adoção desta vantajosa opção de instrumento de gestão.

Tendo em vista a complexidade de uma aplicação plena dos critérios econômicos, sugerimos três princípios básicos da cobrança:

- a) preços ótimos para geração de receita devem obedecer à regra de preço público em que preços são inversamente proporcionais às elasticidades-preço do usuário;
- b) preços ótimos para consecução de um objetivo ambiental têm de estar correlacionados com o nível de externalidades gerados pelos usuários em relação ao nível total de externalidade desejado; e
- c) a criação de mercados de direitos de uso tem que observar as condições existentes de competitividade.

2 - A EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL

Embora a geração de receita seja uma restrição na provisão de um bem público, observe que os critérios econômicos analisados objetivam introduzir sinais de preço aos usuários da água de forma que estes ajustem seus níveis individuais de uso a patamares de maior eficiência econômica, ou seja, visem alterar o padrão de uso da água.

Os sistemas de cobrança de água, até então implementados, não têm aplicado plenamente esses critérios econômicos de otimização. De forma geral, essas iniciativas têm sido orientadas para a geração de receitas, para custear parcialmente as obras de provisão ou expansão dos serviços da água, sem qualquer critério explícito de maximização de benefícios ou minimização de custos.

As experiências de criação de mercado de água, embora escassas, também acabam sendo implementadas com certo distanciamento de preceitos econômicos.

Algumas dessas iniciativas de cobrança e criação de mercado serão aqui analisadas. As experiências selecionadas são aquelas cuja natureza e resultados nos pareceram relevantes para o caso brasileiro.²² Os países selecionados para o sistema de cobrança são França, Holanda, Alemanha, México e Colômbia e para a criação de mercado, os Estados Unidos e Chile. Tais experiências serão analisadas relativamente aos seguintes aspectos:

- objetivos econômicos e ambientais;
- arranjo institucional;
- critérios adotados; e
- resultados.²³

A análise dos critérios adotados será associada à discussão dos critérios econômicos da cobrança discutidos na Seção 1. Dessa forma, sugerimos ao leitor recorrer a ela nos casos de não-entendimento dos termos e conceitos referidos.

²² Descrições sumárias de outras experiências de instrumentos econômicos na área ambiental podem ser encontradas em Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996) e Mendes e Seroa da Motta (1997a).

²³ As taxas de câmbio utilizadas nesta subseção em relação ao dólar americano foram: franco: 5,71; guilders: 1,97; e marco: 1,80. Outras cotações em dólar já constavam no texto de referência.

2.1 - A Experiência Francesa²⁴

A experiência francesa com a gestão de bacias hidrográficas foi a referência principal para o NGRH. Percebendo que os recursos hídricos se deterioravam com a crescente industrialização e urbanização do pós-guerra, o governo francês decide promover uma reestruturação do seu sistema de gestão de recursos hídricos. Essa mudança se inicia em 1964 com a Lei da Água que, entre outras coisas, cria os comitês/agências de bacia e a cobrança pelo uso da água (*redevances*). A operação do novo sistema começa em 1968 após a regulamentação da lei.

O país foi dividido em seis grandes bacias com seus respectivos comitês e agências. Os comitês são compostos de 2/5 de representantes eleitos pelas comunidades, 2/5 de usuários e 1/5 de representantes de governo. O número total de representantes varia entre 80 e 110 membros [ver Kaczmarec (1996)].

Os presidentes das agências são nomeados pelo Ministério do Meio Ambiente, mas seus diretores são apontados pelo Comitê por um conselho de representantes que procura refletir a mesma estrutura de representação dos comitês. Com tal estrutura de poder, a gestão de bacia na França é totalmente descentralizada e participativa. Como a regionalização e a representação desses comitês e agências são definidas em lei, a unidade de bacia na França torna-se, além de uma unidade ambiental, também uma unidade política equivalente a uma unidade federativa, ou seja, a política de água é definida de forma integrada e hierárquica para uma grande bacia a que cada sub-bacia está interligada.

O sistema de cobrança teve implementação gradual e enfrentou diversos problemas políticos. A cobrança por quantidade, por exemplo, até hoje não foi implantada em algumas sub-bacias e a maioria dos irrigantes não participa do sistema.

A cobrança por poluição iniciou-se com matéria orgânica e sólidos em suspensão, enquanto salinidade e toxicidade foram introduzidas, respectivamente, em 1973 e 1974; nitrogênio e fósforo em 1982; hidrocarbonetos e outros inorgânicos em 1992.

As receitas geradas com a cobrança são aplicadas nas bacias na forma de gastos com gestão; estudos e pesquisa; investimentos de interesse comum e empréstimos aos usuários. No ano de 1996 geraram um total de US\$ 1,8 bilhão [ver Cadiou e Tien Duc (1996)].

Com essa receita os comitês conseguem aportar 40% dos investimentos das bacias. Os outros 60% são majoritariamente cobertos por dotações orçamentárias do governo central. Os investimentos são definidos quinzenalmente. No período

²⁴ Quando não-referenciada especificamente, esta subseção está baseada em informações obtidas em Cadiou e Tien Duc (1995), Kaczmarec (1996) e Chapuy (1996). Note que as novas diretrizes ambientais da Comunidade Européia já começam a afetar as decisões nacionais, mas não foi possível avaliar tais efeitos neste estudo.

1992/96, foram de US\$ 15 bilhões, montante igual ao total gasto de 1982/91, ou seja, gastou-se e arrecadou-se nos últimos cinco anos, o mesmo que nos 10 anos anteriores [ver Kaczmarec (1996)].

Os comitês/agências são responsáveis pela determinação do valor da cobrança de acordo com uma estrutura da cobrança fixada por lei. De maneira simplificada, esta seria a estrutura:

$$VAQ = QU \times CB \times KU \times KS$$

onde:

VAQ = valor anual a ser pago pelo usuário;
QU = quantidade de água consumida ou poluição gerada;
CB = valor da cobrança unitária;
KU = coeficiente setorial; e
KS = coeficiente ambiental.

Estas variáveis assumem diversas formas em cada caso.

VAQ é calculado separadamente para quantidade e qualidade, mas cobrados juntos. VAQ para a poluição pode ser deduzido de uma proporção dos gastos que os usuários estiverem realizando para reduzir sua carga poluidora.

QU pode ser derivada de uma tabela geral que estima parâmetros por tipo de usuário.²⁵ O consumo por quantidade pode também ser medido diretamente quando existir hidrômetro. Para os efluentes, o usuário pode requerer uma medição direta da carga de poluição desde que arque com o respectivo ônus.

CB, KU e KS são primeiro propostos pela Agência de Bacia e submetidos à discussão e aprovação dos comitês.

CB para quantidade é diferenciado por água superficial e subterrânea e por zona dentro de cada bacia. Essa diferenciação por zona considera a escassez e a necessidade de investimentos em regularização e outras obras necessárias. A cobrança de água subterrânea varia de US\$ 0,014/m³ a US\$ 0,044/m³. A cobrança de água superficial ocorre apenas em zonas de alta escassez nas épocas de racionamento e pode chegar, em alguns casos, a mais de US\$ 0,050/m³.

CB para qualidade é uniforme para toda a bacia e diferenciado por poluente de acordo, a princípio, com os custos de tratamento. A cobrança média por poluentes é apresentada na Tabela 1 para as seis bacias no ano de 1993.

²⁵ Para o consumo doméstico existem fatores nacionais fixos para converter número de habitantes em carga poluidora.

KU é coeficiente de consumo que diferencia o usuário. No consumo por quantidade, por exemplo, o coeficiente de consumo urbano é geralmente superior ao industrial. Para a cobrança de poluição urbana, existe um coeficiente (de aglomeração) que varia de 0,5 para pequenas comunidades a 1,4 para grandes áreas urbanas.

KS é coeficiente que diferencia o meio receptor para assimilar poluentes. No caso da poluição, KS varia na média de 1,4 para meios com alto padrão ambiental a 1,0 para meios de baixo padrão ambiental. Para o consumo por quantidade, o próprio CB por zona já considera este fator zonal.

Tabela 1

Cobrança de Poluição na França por Bacias Hidrográficas (US\$/kg) — 1993

Bacias	SM	OM	IS	NR	P	SS	AOX	METOX
Adour - Garonne	18,7	56,2	1053,24	28,11	70,05	70,05	163,75	163,75
Artois - Picardie	24,17	47,99	894,57	27,15	128,90	360,07	-	-
Loire - Bretagne	16,58	25,51	1062,17	36,44	118,94	-	-	-
Rhin - Meuse	19,51	39,01	805,25	26,76	44,53	28,06	-	112,52
Rhône - Méditer.	18,7	56,2	1053,24	28,11	70,05	70,05	163,75	163,75
- Corse								
Seine – Normandie	22,15	49,45	794,57	44,63	-	462,70	-	-

Fonte: Cadiou e Tien Duc (1996).

Notas: SM = Materiais Suspensos; OM = Materiais Oxidantes; IS = Substâncias Inibidoras; NR = Nitrogênio Reduzido; P = Fósforo; SS = Sais Solúveis; AOX = Compostos Orgânicos Alógenos; METOX = Tóxicos e outros metais.

Observe que o critério norteador do nível de cobrança no sistema francês é o do custo de provisão para o consumo de quantidade e o de custo de tratamento no caso da poluição. Tais critérios guardariam coerência com os critérios de preços públicos e custo-eficiência.

Os valores de KU de quantidade, mais baixos para a indústria e mais altos para o consumidor urbano, podem estar associados às diferenças nas magnitudes das elasticidades desses setores, segundo a regra de preço público. Os coeficientes KU de qualidade, por outro lado, parecem indicar um critério de capacidade de pagamento do qual se privilegiam (ou punem) alguns setores de usuários, ou seja, um subsídio cruzado distributivo entre comunidades urbanas.

Os valores de KS de qualidade, entretanto, parecem, a princípio, também seguir um critério de custo-eficiência ao forçarem pagamentos mais altos para zonas de maior padrão ambiental: se o padrão de um meio é mais alto que de outro, o nível da cobrança deve ser maior para forçar maior nível de controle. Todavia, para tal regra ser generalizada não se assumem funções de custo, capacidade de assimilação e perfil de poluição iguais entre as zonas. Além do mais, o valor

unitário da cobrança não é determinado para que os usuários no seu conjunto atinjam um certo nível de carga total lançada ao meio.

Enquanto a receita com a cobrança por poluição tem representado mais ou menos o triplo da arrecadada com a cobrança de quantidade, as obras de tratamento recebem o sêxtuplo dos recursos no período 1991/96, conforme mostra a Tabela 2. Afinal, a melhora de qualidade tem sido considerada uma fonte de aumento de quantidade.

Tabela 2

Usos das Receitas da Cobrança de Água na França (US\$ bilhões) — 1991/96

Aplicação das Receitas com Cobrança	Custos de Investimentos	Subsídios e Pequenos Empréstimos Concedidos
Tratamento de Efluentes Líquidos na Indústria	1,93	1,16
Tratamento de Efluentes Líquidos em Comunidades Urbanas	7,99	3,59
Gestão de Recursos Hídricos	1,17	0,33
Abastecimento de Água Potável	2,65	0,88
Outros (ecologia, áreas úmidas, agricultura etc.)	0,77	0,30
TOTAL 1991/96	14,51	6,26

Fonte: Kaczmarec (1996).

Resumindo, o sistema francês adota o princípio do poluidor-usuário pagador utilizando indiretamente critérios de preços públicos para financiamento de gastos.

Os resultados do sistema francês são considerados muito bons na literatura. Atualmente estima-se que essa cobrança (qualidade e quantidade) signifique um sobrepreço de 15% no preço total da água. Em termos de investimentos permitiu que a taxa de tratamento de efluentes domésticos crescesse de menos de 50% em 1982 para mais de 72% em 1992. No mesmo período, a indústria reduziu as emissões residuais de carga orgânica em mais de 27% e de sólidos em suspensão e material tóxico em mais de 38% [ver Chapuy (1996)].

O sistema também é louvado em termos de planejamento por um processo político e participativo e da integração de instrumentos de gestão (comando e controle com precificação), embora o setor agrícola não tenha sido inteiramente inserido nesse processo e no alcance da cobrança.

Por outro lado, pouco se sabe dos ganhos de eficiência em termos de maximização dos benefícios do uso da água, da redução do dano ambiental e da minimização dos custos de controle. Conforme será visto, a seguir, as outras experiências européias de sistema de cobrança que serão analisadas também parecem ter sido exitosas na indução investimentos de garantia de disponibilidade de água e

controle de poluição mas, de a não-introdução plena dos critérios de eficiência econômica na sua estrutura de cobrança, não garantiu os ganhos de eficiência esperados. Esta realidade, todavia, deve-se às próprias dificuldades técnicas e políticas de aplicar adequadamente os critérios econômicos de precificação que foram analisadas na Seção 1.

2.2 - A Experiência Holandesa

A gestão de RH na Holanda é também singular na medida em que o país é famoso por sua expansão territorial sobre o mar e os milhares de quilômetros de cursos d'água que cruzam seu território. Todavia, o país apresenta uma das mais altas densidades populacional, agrícola e industrial do mundo que afetam de forma significativa a qualidade dos seus recursos hídricos. Dessa forma, uma lei sobre poluição das águas foi promulgada em 1970 na qual, além de inúmeras medidas regulatórias de controle de lançamento de efluentes, introduziu uma cobrança pela poluição de efluentes líquidos. Essa cobrança será federal quando de lançamentos em águas federais e regional no caso de descargas em águas regionais. A partir de 1983 inicia-se gradualmente a cobrança por quantidade.

Conforme pode ser observado, o sistema de gestão holandês é totalmente descentralizado por órgãos regionais de água (*water boards*), porém, sem a estrutura participativa e hierárquica de bacias do sistema francês. O órgão regional não é obrigado a aplicar a cobrança,²⁶ mas quando a adota, seu valor é definido de forma impositiva pelos gestores.

No ano de 1983, as regiões também iniciaram a cobrança de uma taxa fixa (US\$ 0,005/m³) para a extração de água subterrânea, enquanto, em 1995, uma outra cobrança federal foi introduzida para águas superficiais com um valor de US\$ 0,17/m³ para uso urbano e US\$ 0,085/m³ para uso industrial. As receitas geradas com cobrança por quantidade chegaram a US\$ 150 milhões.

No caso da cobrança da poluição, os usuários industriais e urbanos pagam uma taxa proporcional à quantidade de poluição que é lançada no seu efluente. Para tal, existe uma cobrança unitária por unidade de poluente (carga orgânica e metais pesados) que é multiplicada pela quantidade de poluição para quantificar o valor total da cobrança. A quantidade de poluição é calculada em termos de unidades poluentes.²⁷ O valor unitário federal está em torno de US\$ 30 por unidade de poluente, enquanto o valor regional varia de US\$ 30 a US\$ 60 de acordo com a região refletindo diferenças no custo de construção e operação de plantas de tratamento [ver OECD (1995) e Mendes e Seroa da Motta (1997)].

Note que o cálculo deste valor não está relacionado com dano ou qualidade ambiental e, sim, custos de controle. Isto porque, essa cobrança foi introduzida como uma fonte de financiamento da construção e operação de estações de

²⁶ Existem muitos poucos casos para certos poluentes somente.

²⁷ Equivalente populacional, por exemplo, no caso de matérias orgânicas.

tratamento de esgoto que poderia ser utilizada por esses órgãos regionais. Seu objetivo inicial, então, não era o de ser indutor de controle em um certo nível valendo-se de um preço da poluição.

Entretanto, devido aos altos e crescentes valores adotados, a cobrança tem sido considerada como um instrumento exitoso na indução de controle de poluição e adoção de tecnologias limpas. Em 1975, a receita da cobrança era de US\$ 840 milhões, enquanto em 1980 chegava a quase US\$ 2 bilhões e em 1990 a mais de US\$ 3 bilhões,²⁸ isto é, mesmo com um PIB equivalente a 1/5 do PIB da França, a receita do sistema holandês de cobrança da água é mais que o dobro arrecadado por todas as bacias francesas.

Em comparação ao sistema alemão, abaixo reportado, Bressers e Schuddeboom (1996) revelam que as taxas holandesas são duas vezes mais altas que as alemães, quando o PIB da Holanda é 1/6 do PIB alemão.

Para simplificar a operacionalização do sistema de cobrança da poluição, os poluidores de pequeno porte são cobrados por uma taxa fixa e os poluidores médios por uma tabela nacional de parâmetros médios de emissão. Somente os grandes produtores eram monitorados sistematicamente. Os outros podem exigir mensurações diretas, mas devem arcar com os respectivos custos.

Como no caso francês, a agricultura não participa diretamente desse sistema devido também a problemas técnicos e políticos. A aplicação na indústria não foi, todavia, sem disputas judiciais nos primeiros anos.

Os resultados do sistema foram analisados cuidadosamente por Bressers e Schuddeboom (1996). Somente no período 1975/80, a carga orgânica lançada nos meios hídricos do país foi reduzida em 27% e as de metal pesado em 50% mesmo frente a um crescimento econômico positivo no período.

Esses autores estimaram estatisticamente uma alta correlação (em torno de 70%) entre o nível de controle industrial e o nível da cobrança. Dessa forma, parece que o sistema holandês pode ter gerado ganhos significativos de eficiência, conforme seria esperado de uma cobrança visando a um objetivo ambiental.

Bressers e Schuddeboom (1996) também observam que a cobrança foi utilizada com elemento de negociação entre os órgãos ambientais e os poluidores dado que o sistema permite descontos por conta de investimentos de controle em andamento. Inclusive, nas regionais onde a cobrança não é adotada, os seus gestores costumam utilizar a possibilidade de adoção para persuadir os usuários a realizarem investimentos em controle.

Resumindo, o sistema holandês parece representar uma experiência na qual uma cobrança por poluição para gerar receita torna-se indutora de mudança no padrão

²⁸ De acordo com Bressers e Schuddeboom (1996).

poluente por conta de uma aplicação de valores altos e crescentes relacionados com as funções de custo de controle. No caso da cobrança por quantidade, ainda é muito cedo para avaliar seus resultados, embora os valores mais baixos para uso industrial revelem que se está adotando indiretamente critérios de preços públicos.

2.3 - A Experiência Alemã

O sistema alemão de gestão de RH é também descentralizado por órgãos regionais, mas não por bacias.²⁹ O governo federal define a legislação nacional mínima que pode ser ampliada pelos estados que são responsáveis pela execução das regulamentações. Os municípios são responsáveis pelo abastecimento de água e tratamento de esgoto e, portanto, livres para cobrarem aos usuários por estes serviços, embora sejam obrigados a realizar tarifas que não exijam aporte orçamentário para cobrir os custos dos serviços. O documento legal que orienta o sistema é a Lei Federal de Recursos Hídricos de 1957, revista em 1986.

O sistema alemão, assim, não é hierárquico e participativo por gestão de bacias como no caso francês, embora existam inúmeros casos de consórcios municipais em diversas bacias para unir esforços na área de provisão de água e saneamento com vistas a ganhos de escala e capacitação técnica.

Alguns destes consórcios existem desde o fim do século passado, como, por exemplo, o da bacia do rio Ruhr, e adotam uma política de preço em consonância com seus integrantes municipais.³⁰

A cobrança pelo uso da água existe somente na forma de uma taxa federal de esgoto instituída em 1976 e aplicada inicialmente em 1981. Todos os usuários urbanos e industriais que descarregam efluentes líquidos nos meios hídricos têm de pagar essa taxa que é arrecadada pelos estados.

Os usuários rurais, a exemplo dos mesmos problemas apontados para a França e Holanda, também não estão abrangidos na aplicação desta taxa.

O valor total da cobrança é o produto da quantidade de poluente medido em nocividade vezes uma unidade de nocividade. A escala para esta unidade de nocividade está apresentada no Quadro 3. Esta taxa de nocividade foi aumentada de US\$ 6,6 em 1981 para US\$ 33,3 em 1990 e, posteriormente em 1997, para US\$ 38,9. Um valor de US\$ 50,00 é planejado para 1999 [ver Planagua (1997) e OECD (1995)].

²⁹ Com exceção de um estado.

³⁰ Com base em informações da Associação da Bacia do Ruhr, adota-se o critério de preços públicos.

Quadro 3
Escala da Unidade de Nocividade na Cobrança da Água por Poluição na Alemanha

Substâncias Avaliadas	Uma Unidade Nociva Corresponde a:
Substâncias Oxidáveis (DBO)	50 kg de oxigênio.
Fósforo ^a	3 kg
Nitrogênio ^a	25 kg
Compostos Orgânicos Alógenos (AOX)	2 kg de alógeno, calculado como cloro orgânico ligado.
Metais e suas Combinações	
Mercúrio	20 gr.
Cádmio	100 gr.
Cromo	500 gr.
Níquel	500 gr.
Chumbo	500 gr.
Cobre	1000 gr.
Toxicidade para Peixes	3.000 m ³ de águas servidas divididas pelo fator de diluição G _F quando estas não contêm mais toxicidade para os peixes.

Fonte: Planagua (1997).

^a Introduzido a partir de 1991.

Poluidores que atingem antecipadamente padrões de emissão antes da data estipulada na legislação são recompensados com um desconto de 75%. Além disso, os investimentos em controle podem ser também deduzidos do valor cobrado. Tais descontos, mais a alta capacidade institucional de impor as normas ambientais às fontes poluidoras, resulta em uma baixa arrecadação desta taxa, em relação à França e à Holanda, que alcançou o montante de apenas US\$ 200 milhões em 1991. Desta arrecadação, mais ou menos 20% são gastos na administração do sistema e o restante é usado pelos estados para financiamento dos investimentos municipais em água e esgoto [ver OECD (1995)].

Note, entretanto, que mesmo com desconto, as emissões abaixo do padrão legal pagam um preço pela poluição gerada.

Os resultados em termos de cobertura do serviço de esgoto municipal foram modestos dado o alto grau de cobertura já existente antes da implementação da taxa. Assim, de uma cobertura de 89% em 1979 chegou-se a uma cobertura de 93% em 1991.³¹ Os resultados no setor industrial foram, por outro lado, expressivos. Os gastos privados com controle da poluição hídrica, somente no período 1980/89, cresceram em 50%, isto é, de US\$ 2,2 para US\$ 3,3 milhões [ver OECD (1993)]. Estima-se que a poluição nos principais rios reduziu-se por mais da metade e certos trechos “mortos” já apresentam vida aquática rica e variada [ver Planagua (1997)].

³¹ Os dados aqui são relativos somente à antiga Alemanha Ocidental.

Resumindo, observa-se que o sistema alemão, ao permitir generosas deduções aos usuários que elevam seu desempenho de controle, utiliza a taxa de esgoto como um instrumento de incentivo a ações de investimentos em controle. Assim, a receita da cobrança não se torna o objetivo central, mas sim o seu efeito indutor. Note que é um sistema com princípios simples, descentralizado e efetivo. Vale, contudo, avaliar quanto a capacidade institucional de fazer valer as normas ambientais tem contribuído, além do efeito preço da taxa, para os resultados obtidos.

O fato de adotar valores de cobrança associados à nocividade dos poluentes, parece indicar alguma orientação para critérios de danos das taxas pigouvianas. Todavia, nada revela que os valores das taxas sejam definidos *ex-ante* por algum critério explícito de eficiência.

2.4 - A Experiência Mexicana³²

O sistema de gestão mexicano de RH é centralizado pela Comissão Nacional de Água, embora os municípios sejam responsáveis pelo abastecimento de água e saneamento. As cobranças sobre a poluição no México já vigoram desde 1991 e vêm revelando enormes problemas quanto ao seu cumprimento.

A legislação mexicana sobre a água permite que a Comissão Nacional da Água (CNA) aplique o princípio do poluidor pagador aos despejos efetuados por municipalidades ou indústrias que excedam determinados padrões de matéria orgânica ou de partículas sólidas em suspensão. As receitas são depositadas no Tesouro, embora a CNA tenha uma dotação orçamentária para gastos na gestão de RH e financiar investimentos de oferta e controle da qualidade da água para os usuários urbanos e industriais.

No período 1991/95, para as descargas acima de 3.000 m³ adota-se uma cobrança com base no conteúdo de poluentes acima do padrão de emissão legal (matéria orgânica e sólidos em suspensão) multiplicado pelo valor unitário respectivo que era estabelecido diferencialmente por quatro zonas. Tal divisão zonal estava correlacionada com a disponibilidade hídrica e cada rio era classificado em uma dessas categorias zonais. Os valores unitários variavam de US\$ 0,003/t a US\$ 0,090/t de poluentes. Para as descargas abaixo de 3.000 m³, a cobrança era simplificada e com o cálculo referente ao volume com valores unitários que variavam de US\$ 0,004/m³ a US\$ 0,080/m³.

Dessa forma, a cobrança por poluição no sistema mexicano antes de 1995 era equivalente a uma multa por não-atendimento³³ aos padrões de emissão. Em 1995 a revisão da Lei dos Direitos Federais da Água altera o critério geográfico de disponibilidade hídrica para o de padrão ambiental e impõe a cobrança sobre toda a poluição gerada medida por concentração de poluentes. O objetivo dessa

³² Esta subseção está baseada em Belausteguigoitia, Contreras e Guadarrama (1996) e Contreras e Hazin (1996).

³³ *Non-compliance charges*.

mudança foi a criação de um sistema no qual a cobrança seria o indutor de ações de controle pelos usuários para atingir um certo padrão ambiental, isto é, uma cobrança custo-eficiência. Entretanto, mantém-se também o objetivo de geração de receita.

Neste novo critério os corpos hídricos agora são classificados em três tipos pelo nível de tratamento necessário para atender seu padrão ambiental: tipo 1 que requer tratamento primário; tipo 2 que requer tratamento secundário; e tipo 3 com tratamento mais sofisticado. Os valores unitários, além de variarem por tipo, variam também por nível de emissão medida por concentração. A cobrança por concentração (miligrama por litro) tem quatro classes: acima de 150 mg/l; entre 150 e 75 mg/l; entre 75 e 30 mg/l e menos de 30 mg/l. Os seus valores unitários são calculados em relação aos respectivos custos de controle e, assim, aumentam por nível de controle e de concentração, variando entre US\$ 0,04 a US\$ 1,60.

Poluidores com descargas menores do que 3.000 m³ pagam uma taxa fixa e municípios com menos de 2.500 habitantes são isentos. Investimentos em controle são deduzíveis da cobrança devida. A agricultura não é sujeita a essa cobrança.

A cobertura nacional do sistema de água vem exigindo recursos de monitoramento além da atual situação financeira da CNA. A falta de participação pública e privada, acompanhada pela carência geral de informação confiável ou de análises cuidadosas dos impactos da poluição, tem motivado a oposição política e judicial dos poluidores por motivos de competitividade e distribuição. Conseqüentemente, a implementação do sistema tem sido bastante inefetiva. As falhas em sua aplicação refletem-se na receita gerada. Embora a receita tenha aumentado, desde sua introdução, ainda está reduzida ao montante de US\$ 10 milhões que representa uma pequena percentagem da receita potencial.

Resumindo, o caso mexicano é um bom exemplo da importância da capacidade institucional na implementação de um sistema de cobrança. Essa experiência também revela as dificuldades de um sistema nacional centralizado. Uma nova revisão desse sistema de cobrança está em curso para remover essas barreiras políticas, enfatizando a participação, a informação e a capacidade institucional.

2.5 - A Experiência Colombiana³⁴

O órgão ambiental federal colombiano Instituto de Recursos Naturais Renováveis (Inderena) é responsável pelo sistema de cobrança de água no país cuja aplicação é realizada pelos órgãos ambientais regionais Corporações Autônomas Regionais (CAR). Essa cobrança é legalmente admitida desde 1942 para qualquer tipo de uso, embora sua implementação tenha sido bastante restrita e de valores bastante baixos.

³⁴ Subseção baseada em Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996).

As pouquíssimas aplicações dessas cobranças foram implementadas sob uma abordagem de recuperação de custos que tentava cobrir os custos de operação dos sistemas de monitoramento.

Por exemplo, em 1989, de uma receita potencial anual de US\$ 90 milhões, foram recolhidos, com essas cobranças, apenas US\$ 116.000. É interessante notar, entretanto, que nos poucos casos em que essas dificuldades foram superadas, relata-se que as aplicações bem-sucedidas das cobranças induziram mudanças nos padrões de uso da água, com reduções no consumo e na poluição.³⁵

As razões para o fato de não ter havido expansão da cobertura ou estabelecimento de critérios para a determinação de níveis de cobrança por quantidade ou poluição foram similares àquelas do caso mexicano: falta de um projeto adequado de instrumento, carência de informação sobre os impactos e incompatibilidade com o sistema de monitoramento disponível. Esses fatores resultaram numa forte oposição dos usuários, debilitando o apoio político.

Em 1993 foi aprovada, na Colômbia, uma nova legislação ambiental (Lei 99/93) na qual as cobranças por poluição estão claramente especificadas com base em critérios de custos ambientais totais. Tal significa que o nível das tarifas deve ser definido de acordo com o valor dos serviços ambientais e do custo dos danos ao meio ambiente. De fato, os novos critérios tentam trazer os níveis de cobrança a níveis ótimos, no sentido pigouviano, medidos segundo as perdas de bem-estar econômico.

Essa lei ambiental colombiana, sob o Título VII sobre os rendimentos originários de tarifas pagas às CARs estabelece que, para as indústrias poluidoras, o Ministério do Meio Ambiente (MinAmbiente) ou as CARs irão aplicar um método para estabelecer cobranças para os efluentes com base em uma ampla gama de fatores ambientais, econômicos e sociais.

Essa nova legislação elimina das cobranças as limitações da recuperação de custos, fazendo com que possam ser estabelecidas em uma base de recolhimento tributário. No entanto, as dificuldades de implementação são ainda mais severas que as do sistema anterior. As novas regras exigem uma capacidade institucional sofisticada, já que a nova determinação do valor a ser cobrado é complexa e sujeita a variar significativamente com os fatores espaciais e de atividade. Além dessa dificuldade técnica, a administração dessas novas cobranças pode ser extremamente dispendiosa. A incerteza mais elevada que daí resulta em termos de impactos econômicos e sociais vem, por conseguinte, gerando forte oposição dos poluidores e usuários.

Côncio de que a complexidade do sistema ultrapassa a capacidade institucional interna, o órgão ambiental colombiano está tentando introduzir ajustes que

³⁵ De acordo com Rudas e Ramírez (1996), no caso da Lagoa Total, onde o valor foi quadruplicado em 1993, o consumo de água reduziu-se em 50%.

viabilizem a legislação e os regulamentos atuais. Para tal, propõe-se que os níveis de cobrança sejam determinados por estágios, sendo as taxas gradualmente estimadas e implementadas com o objetivo de atingir uma meta ambiental, ou seja, uma cobrança no critério custo-eficiência. Alguns cenários estão sendo desenvolvidos pela análise dos impactos sociais e econômicos para futuras negociações com poluidores e usuários. Estão também sendo considerados os ajustes necessários à capacidade institucional existente no que tange ao sistema de cobranças.

Resumindo, a experiência colombiana oferece um bom exemplo da dificuldade de operar um sistema de cobrança utilizando preços ótimos, principalmente num cenário de fragilidade institucional.

2.6 - A Experiência Americana

A experiência americana é mais ilustrada na literatura na área de criação de mercados. Todavia, lá existe uma política bem-estabelecida de precificação da água para a agricultura. Esta política é comandada de forma centralizada pelo governo federal pelo *Bureau de Reclamation* (BOR) que desenvolve os projetos de provisão de água.

O BOR tem fortemente subsidiado os agricultores com contratos de longo prazo de provisão de água com base geralmente em apenas custos operacionais dos projetos. Estima-se que o subsídio varie entre 57% e 97% do custo total dependendo da região [ver Knazawa (1994)].

Mesmo em projetos de múltiplo uso, o uso para irrigação é outorgado prioritariamente. A comercialização dessas outorgas (direitos) de água fornecidos pelo BOR, embora factível, é limitada por inúmeras normas restritivas. Além disso, fazendeiros temem vender seus direitos e, assim, terem suas outorgas reduzidas no ano seguinte. Assim, mesmo as revendas para o BOR são às vezes evitadas. De acordo com Knazawa (1994), a política de precificação e de comercialização de direitos da água nos Estados Unidos é incipiente e ainda tem de desenvolver mecanismos para engendrar os ganhos de eficiência esperados.

No controle da poluição, a experiência americana com criação de mercado tem sido intensa desde os anos 70, principalmente no caso da poluição atmosférica [ver Tietenberger (1996) e Howe (1994)].

A lei americana de Ar Limpo de 1977 permitia que poluidores compensassem suas emissões de plantas novas ou expansões adquirindo créditos de reduções de emissão em outras plantas existentes. Algumas experiências foram realizadas com relativo sucesso, mas o sistema não resultou nos ganhos esperados devido à falta de segurança dos poluidores com a estabilidade destes direitos nesta fase

experimental e também pelo não-atendimento dos condicionantes de competitividade necessários para induzir as transações.³⁶

Essas experiências somente começam a mostrar resultados em programa recente, iniciado em 1995 pelo órgão ambiental americano Environmental Protection Agency (EPA), de certificados comercializáveis de SO₂ para controle de emissões de usinas elétricas. Nesse caso, os certificados foram emitidos com volume de emissão 50% abaixo do corrente para 110 usinas que têm que transacionar no mercado para atender suas necessidades de emissão. Nessa experiência procurou-se atentar melhor para os condicionantes econômicos necessários para capturar a eficiência de um mercado deste tipo, inclusive com o recurso de um mercado futuro na Bolsa de Chicago. Os resultados até então têm sido favoráveis, embora alguns analistas mostrem que algumas regras do EPA afetam o grau de eficiência do sistema.

No controle da poluição hídrica, as poucas experiências dos anos 80 não foram bem-sucedidas. Aqui vamos analisar as mais expressivas: rio Fox no Estado de Wisconsin e lago Dillon no Estado do Colorado.

O Estado de Wisconsin iniciou um sistema de certificados comercializáveis de carga orgânica (DBO) no rio Fox em 1981 e o estendeu para o rio Wisconsin mais tarde. No rio Fox, num trecho de 50 km, existiam 26 fontes e no rio Wisconsin, num trecho de 800 km, apenas 26 fontes (incluindo cidades). Os certificados indicavam um nível de emissão dependente das condições de fluxo e temperatura do trecho onde o seu detentor se localizava. Estudos anteriores à implantação do sistema admitiam que as diferenças de custo marginal de controle entre as fontes possibilitaria que a comercialização reduzisse o custo total de controle de mais de 40% no montante de US\$ 6,7 milhões.

Embora as fontes tenham ajustado suas emissões para o novo nível estipulado nos certificados, somente uma transação ocorreu entre poluidores. Além do pequeno número de poluidores e das diferenças dos custos de controle não se terem revelado tão significativas, a experiência fracassou devido ao fato de as empresas pequenas na região serem dependentes das encomendas das empresas grandes.

A experiência do lago Dillon não é menos decepcionante. Nesse caso, o objetivo era obter redução de custos de controle de emissões de fósforo para controlar a eutrofização desse corpo hídrico de importante uso recreativo e fonte de água para a região. Um plano de recuperação do lago tinha sido desenvolvido com padrões mais restritos e os gestores queriam reduzir os custos de sua implementação.

Cientes de que o custo marginal de controle de fontes difusas (não-pontuais) eram menores do que de fontes pontuais, os gestores locais propuseram um sistema de comercialização de certificados de emissão de fosfatos no qual as plantas de tratamento poderiam compensar emissões acima do novo padrão com projetos de

³⁶ Isto tanto poderia ocorrer por *offset* entre regiões ou dentro de uma bacia aérea *bubble*.

controle de fontes difusas. Apenas algumas transações foram realizadas, embora os poluidores tenham aumentado a eficiência das suas plantas de tratamento para atender o plano de recuperação.

A experiência americana com criação de mercados para certificados de poluição hídrica apresentou as mesmas limitações observadas para os casos equivalentes de poluição atmosférica nos anos 80, ou seja, não se observaram os requisitos básicos para um mercado de direitos no qual há garantir um número grande de poluidores com diferenças entre seus custos de controle e baixa relação de dependência econômica entre si. Além disso, necessita-se da criação de condições de credibilidade para os direitos transacionados, isto é, quem vende hoje poderá comprar amanhã. Para tal, surge a necessidade de criação de mercados futuros também, a exemplo do que ocorre com a bem-sucedida experiência de controle de SO₂.

Resumindo, a experiência americana com criação de mercados, embora nem sempre exitosa, tem oferecido lições e recomendações para que sistemas similares possam atingir os benefícios esperados. As mais importantes são as garantias de direitos e competitividade. De qualquer forma, essas experiências também revelam que enquanto os objetivos econômicos não foram totalmente alcançados, o uso de direitos, devido a sua natureza quantitativa, foram eficazes na consecução de objetivos ambientais.³⁷

2.7 - A Experiência Chilena³⁸

A experiência chilena com direitos comercializáveis de uso da água data dos anos 20. Uma base legal geral foi, entretanto, estabelecida no Código da Água de 1951, que permite ao Estado outorgar concessões a particulares conforme prioridades de uso da água. As transferências de água eram permitidas, contanto que o uso permanecesse o mesmo. Em 1969, durante a reforma agrária, a água tornou-se propriedade do Estado, proibindo-se a comercialização das concessões.

O novo Código da Água de 1981 reintroduziu os direitos permanentes sobre a água, que eram completamente separados dos direitos sobre o solo e poderiam ser livremente comercializados para usos de consumo ou não. O uso condicional foi abolido e os requerimentos simultâneos eram arbitrados por concorrência.

Existem, hoje, aproximadamente 300.000 usuários de água no Chile. No entanto, apenas 35% a 50% deles têm um título legal. Os usuários organizam-se em associações privadas controladas pela Diretoria Geral da Água (DGA), dentro do Ministério de Obras Públicas, que é o responsável pela regulamentação dos direitos sobre a água, pela aprovação de obras hidráulicas e pelos relatórios técnicos para resolução de conflitos.

³⁷ Isto é, esses mercados estão sujeitos ao mesmo grau de eficácia institucional que os instrumentos de comando e controle.

³⁸ Esta subseção está baseada em Rios e Quiroz (1995) e Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996).

A irrigação tem uma comissão nacional específica, composta por instituições públicas e privadas, para planejar, avaliar e aprovar os investimentos públicos no setor. Esses investimentos são coordenados pela Diretoria de Irrigação e executados por empresas privadas.

Discute-se no Congresso uma revisão desse sistema de direitos comercializáveis para evitar a especulação e motivar a comercialização; tratar dos problemas de poluição e melhorar a capacidade administrativa nas áreas de planejamento e monitoramento. Um sistema complementar de licenças comercializáveis de emissão de efluentes encontra-se também em discussão.

Os registros de transações em 1992 mostraram que a comercialização tende a ser mais intensa perto da área de Santiago por motivos de escassez. Naquele ano, apenas 3% do volume total de água foram comercializados naquela área, com um valor estimado de US\$ 366.000.

Ademais, 94% do total de transações ocorreram entre fazendeiros, não envolvendo, portanto, mudanças no padrão de uso. A comercialização entre os usuários urbanos e os fazendeiros não excedeu 3% do total das transações comerciais.

Essa baixa percentagem de transações pode refletir a falha do sistema ou uma alocação inicial de direitos próxima ao ótimo. Essa avaliação exige mais pesquisa. Relata-se, no entanto, que a comercialização tem evitado disputas políticas e reduzido os gastos com investimentos.

No Chile, os direitos de comercialização sobre a água têm sido politicamente aceitáveis e aplicáveis por conta da longa tradição da propriedade desses direitos no país. Respeitam-se e comercializam-se, inclusive, os direitos desprovidos de documentação legal.

Resumindo, a experiência chilena oferece uma clara lição. A garantia e a aceitação de direitos são especialmente importantes para comercializar (ou mesmo tributar) os direitos sobre a água. Podem surgir controvérsias quanto à justiça social no que se refere a este recurso natural essencial e os países que não possuem uma tradição como esta devem, em primeiro lugar, legalizar os títulos de propriedade existentes e definir os critérios para novas concessões. Os direitos de água já vigentes em muitos países podem fornecer os subsídios iniciais. Além disso, as taxas de concessão podem ser consideradas uma fonte recorrente de financiamento para as atividades de gestão e monitoramento.

2.8 - Conclusões

As principais características dos sistemas de cobrança acima analisados estão apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4
Características de Algumas Experiências Internacionais de Cobrança pelo Uso da Água

País	Tipo de Cobrança	Destino da Receita	Estrutura Regulatória/ Gestora	Critério Econômico Associado	Resultados
França	QT e QL	Financiar construção e operação de serviços de água e tratamento de esgoto nas bacias.	Comitês/ bacias de bacia.	Preços públicos e indiretamente padrão ambiental.	Consolidação da bacia como poder gestor e gerador de receitas.
Holanda	QT e QL	Financiar construção e operação de serviços de água e tratamento de esgoto nos municípios.	Governos federais e estaduais.	Preços públicos e indiretamente padrão ambiental.	Imposição da cobrança em níveis altos e crescentes gerou incentivo ao controle e geração de receitas elevadas.
Alemanha	QL	Financiar construção e operação de serviços de água e tratamento de esgoto nos municípios	Governos federais e estaduais.	Preços públicos e indiretamente dano ambiental.	Redução da cobrança para atendimento de padrões mais restritivos induziu avanço significativo no controle mas diminui receita efetiva.
México	QL	Tesouro, em parte para ajudar dotação orçamentária do órgão de RH.	Governo federal.	Indiretamente padrão ambiental.	Geração de receita mas a capacidade institucional frágil dificulta implementação.
Colômbia	QT e QL	Financiar o órgão gestor de RH.	Governos federais e estaduais.	Dano ambiental.	Sistema complexo e capacidade institucional frágil dificultam implementação.
Estados Unidos	QT	Financiar o órgão gestor de RH.	Governo federal.	Preços públicos.	Altos subsídios à irrigação.

A primeira observação geral é relativa ao aspecto de geração de receita e sua vinculação às atividades de gestão de RH. O segundo aspecto importante é a forte associação a custos de provisão e controle, a não-explicitação de critérios associados a danos e padrões ambientais, exceto na ainda incipiente legislação colombiana.³⁹ Por outro lado, existe uma clara tendência a adotar critérios de preços públicos.

Se observarmos, entretanto, o Quadro 4, talvez o fator mais relevante para um sistema de gestão de RH seja a capacidade institucional de fazer valer cobranças realistas, plenamente cumpridas e monitoradas e cujas receitas sejam dirigidas para os investimentos necessários. O sistema mais exitoso seria com uma cobrança impositiva federal com uma outra local ou adicional por decisão dos comitês de usuários, gerido por um sistema descentralizado (por bacias, por exemplo) de gestão, coleta da cobrança e de aplicação dos recursos arrecadados orientados por planos federais e locais de gestão por um certo prazo de anos. O domínio das bacias em estaduais ou federais perderia assim sua importância. Na ausência de comitês a cobrança federal valeria e seria exercida pelo poder público.

Nota-se também que a cobrança é geralmente aplicada sobre qualquer emissão, inclusive as que se inserem nos padrões legais. Dessa forma, criaram-se as condições de incentivo à formação de comitês e de precificação das externalidades entre sub-bacias.

Todavia, esse incentivo é reduzido pelo fato de que, em todas as experiências, tanto o volume quanto a carga poluente são contabilizados no cálculo da cobrança pelas suas magnitudes absolutas. Os coeficientes adotados para ponderá-los são desconectados de uma relação ambiental, tal como se sugere nos critérios econômicos, ou seja, não se considera a participação dela na qual cada usuário interfere na disponibilidade e na qualidade hídrica de outro usuário. Essa seria a cobrança que captura todas as externalidades. Tal sofisticação é descartada porque os sistemas de cobranças analisados não pretendem usar o preço ótimo da água para atingir um objetivo explícito de maximização social ou minimização de custo de controle ambiental, conforme os critérios econômicos discutidos na Seção 1. Embora mantenha-se quase sempre uma relação aos custos de provisão e controle e as respectivas elasticidades-preço dos usuários segundo a regra de preços públicos, como também uma ponderação relativa à qualidade e disponibilidade hídrica.

O aspecto de adoção da unidade administrativa por bacia pode, assim, parecer de menor importância. Todavia, é justamente no contexto de fragilidade institucional, e conseqüentemente também, de fragilidades econômica e política, que a gestão por bacia ganha relevância. Dada a dificuldade de estabelecer níveis de cobrança que atendam critérios econômicos sem prejudicar os interesses diversos, uma

³⁹ Vale lembrar que estamos nos referindo ao padrão ambiental do meio hídrico e não ao de emissão que geralmente serve para cálculo da cobrança.

imposição criteriosa e centralizada de cobrança neste cenário de fragilidade institucional encontrará naturalmente enormes barreiras na sua implementação.

Por outro lado, as experiências com criação de mercado, embora ainda pouco expressivas, revelam que as condições de competitividade não foram observadas no caso dos mercados de certificados de poluição nos Estados Unidos.

A garantia de direitos, todavia, é o fator mais importante, ou seja, o sistema de criação de mercado depende de regras jurídicas muito claras sobre tais direitos. Quando já existe a percepção de direito privado, como no caso da água no Chile, as chances de êxito são maiores. Mais ainda, é positivo identificar se os requisitos de competitividade existem para engendrar as forças de mercado.

Por último, ressalta-se também a capacidade institucional de implementação de um sistema cuja variável quantitativa é a base de sua virtude. Caso o monitoramento e as sanções das violações não sejam efetivamente realizados, a efetividade das transações será questionada pelos usuários, anulando, com isso, o valor de troca dos direitos. Note que no caso de cobrança, a inadimplência dos usuários também debilita o sistema do ponto de vista político, mas não destrói a natureza econômica do mecanismo fiscal.

Embora no Brasil a NGRH adote exatamente os princípios franceses de gestão por bacia, no caso brasileiro, diferentemente do que ocorre na França, os comitês de bacia são criados espontaneamente por seus usuários⁴⁰ e a cobrança é facultativa à decisão dos comitês. A cobrança é um ato “condominial” e não impositivo, isto é, na forma de tributo. Do ponto de vista legal constituiu-se em uma opção para evitar a caracterização da cobrança como um tributo (imposto ou taxa) que requereria uma lei complementar específica e, portanto, um processo político muito mais difícil. A cobrança como tributo exigiria também uma apropriação pelo Tesouro e tramitação orçamentária que se tenta evitar para garantir autonomia de gestão.

Do ponto de vista econômico, tal sistema, todavia, pode levar a uma “desarticulação” e, portanto, impedir que as externalidades sejam consideradas na precificação.

Esse fato somente não ocorreria se admitirmos que as sub-bacias, ou seus trechos, que não organizam comitês não têm conflitos ou não são afetadas por outras. Tal desarticulação, portanto, não imporia custos econômicos. Entretanto, o custo de organização de um comitê e sua gestão eficiente podem exigir gastos individuais acima dos benefícios esperados por usuário da bacia, principalmente no caso de informação imperfeita em virtude dos baixos níveis de renda.

⁴⁰ Desde que atendam os critérios de representatividade.

Por outro lado, considerando a fragilidade institucional brasileira, comparável aos casos mexicano e colombiano, essa opção de organização descentralizada parece a mais recomendável para uma gradual capacitação institucional. De outra forma, um sistema grandioso e complexo, necessário à realidade geográfica brasileira, talvez fosse uma exigência legal e administrativa acima da capacidade de gestão existente.

Igualmente, a unicidade da outorga permite que sejam tentados experimentos com sistemas de criação de mercados sem colocar em risco a credibilidade de todo o sistema.

O sistema concebido na Lei 9.443 oferece, assim, a possibilidade de um processo gradual que permita a formação de competência. Entretanto, essa competência terá que compreender as perdas de eficiência que um sistema descentralizado impõe e que, mesmo a níveis mais modestos, o esforço institucional não é trivial e requer, antes de tudo, capacidade técnica, flexibilidade e participação política.

3 - A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA

Conforme já salientado, além da legislação federal, 12 estados brasileiros também promulgaram suas leis estaduais com a adoção do instrumento de cobrança (ver Quadro 5) e outros estão com projetos em tramitação.

Essas legislações são resultados de dispositivos das constituições de 1988 e, portanto, foram elaboradas nos últimos 10 anos. Entretanto, não existe ainda, na verdade, uma experiência brasileira em termos de cobrança pelo uso da água porque nenhum estado deu-lhe início. Podemos, contudo, analisar alguns aspectos legais e propostas de sistema de cobrança apresentadas no sentido de identificar tendências que definirão as primeiras experiências brasileiras.⁴¹

3.1 - Aspectos Políticos e Legais

A política da política de recursos hídricos no Brasil apresenta algumas singularidades. Devido ao subdesenvolvimento federativo do país, as atribuições conjuntas e concorrentes são fontes de conflito e inércia dos poderes públicos estabelecidos. Esta realidade afeta consideravelmente a gestão de recursos naturais, porquanto estes não estão enquadrados em limites geopolíticos. Não cabe aqui discutir a natureza e extensão dessa crise federalista, mas, apenas apontaremos suas conseqüências para o caso da gestão dos recursos hídricos.

⁴¹ A única experiência com cobrança no Brasil é uma reduzida experiência espontânea, e à margem da legislação, no sul do Ceará, região do Cariri, Fonte da Batateira, que data de 1854. Nesse caso o uso da água é leiloado periodicamente na forma de um mercado *spot* de água. De acordo com Kemper (1997), os preços dos arrendamentos de direito de uso são equivalentes aos praticados na Austrália e Chile.

A gestão de água no país recebe seu primeiro diploma de política em 1934, com o Código das Águas. Desde então, o desenvolvimento do potencial hidrelétrico domina a política de águas no país com predominância federal pelo monopólio estatal do setor e com a prevalência do Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica (Dnaee) do Ministério de Minas e Energia. A questão ambiental, quando surge, é ciceroneada pelo setor elétrico, embora resgatada por interesses setoriais. Da mesma forma, os programas contra a seca e, posteriormente, de irrigação dominam o cenário nordestino de recursos hídricos com o controle federal. Somente a partir da criação da Secretaria de Recursos Hídricos⁴² em 1994 que se estabelece uma política ambiental federal para os recursos hídricos e viabiliza-se a nova Lei 9.433.

A estadualização dos serviços de abastecimento de água e esgoto na década de 70 acaba com a municipalização do saneamento. Dessa forma, a política estadual de recursos hídricos começa e se encerra no âmbito dos estados que também dominam as franjas do sistema elétrico.

A centralização política e fiscal antes da Constituição de 1988 colocava o governo federal em posição sempre superior às questões hídricas. A importância das bacias federais no balanço hidrológico dos maiores centros produtores do país anulava qualquer benefício da titularidade estadual sobre bacias no seu domínio territorial.

Aos municípios, usuários mais diretos das bacias, nada cabia em ação política. Sua dependência das iniciativas estaduais e federais, somada a uma limitada capacidade administrativa e fiscal, eram incentivos à maximização do uso da água sem considerar suas externalidades. Associações municipais ou de bacias eram de natureza jurídica duvidosa e frágeis diante da dominância federal e estadual.

O Congresso Nacional e as assembleias estaduais nunca observaram a questão ambiental da gestão dos RHs. Obviamente sua composição refletia o poder econômico dos interesses associados aos investimentos no setor elétrico, irrigação e do combate à seca.

Por fim, cabe assinalar que a gestão ambiental no Brasil, e no mundo, era uma experiência recente. Além da sua execução estar descentralizada nos estados, não havia quadros burocráticos com capacitação na área de RH.

Assim sendo, a história da política de RH no país é centralizadora, setorial e totalmente dependente de recursos orçamentários.

A crise econômica da década de 80 ao fragilizar os gastos públicos afeta, a exemplo de outros setores, ainda mais a capacidade de manutenção dessa estrutura de gestão. Ao mesmo tempo as externalidades do uso da água causadas pelo intenso processo de industrialização, urbanização e modernização agrícola,

⁴² Ironicamente para abrigar interesses setoriais e regionais da gestão de RH da composição partidária da administração que assumia o governo federal.

começam a apresentar seus custos de forma direta, principalmente nas administrações municipais. Estas, todavia, continuavam sem deter instrumentos de ação.

As reações a essa crise foram ao encontro do lócus do planejamento cooperativo no objetivo de reduzir as fontes de externalidades.

As iniciativas federais de comitês de bacias para harmonizar interesses e identificar ações de planejamento não conseguiram avançar dada a ausência de incentivos à cooperação. Nada acrescentavam de instrumentos de gestão e continuavam a depender dos interesses setoriais e orçamentários que, além de economicamente fragilizados, ainda exerciam o monopólio político da gestão.

O Dnaee, por exemplo, manteve um convênio com o governo francês para um projeto piloto na bacia do rio Doce, em Minas Gerais, para replicação do sistema francês, sem contudo lograr sua implementação.

Os consórcios de municípios e algumas associações estaduais de usuários⁴³ continuavam sem caráter jurídico e capacidade fiscal e orçamentária. Por outro lado, inicia-se novamente a municipalização dos serviços de abastecimento de água e esgoto. Os municípios ganham, assim, um papel econômico na gestão de RH.

Embora não exitosas, essas experiências participativas e descentralizadas revelavam que os atores da política de RH no país estavam considerando agora uma nova estrutura de gestão. Tal percepção possibilitou a inserção na constituição federal e nas constituições estaduais de capítulos sobre uma nova política de recursos hídricos que abriram o caminho político para a elaboração das novas legislações de água.⁴⁴ Adicionalmente, os municípios na nova ordem constitucional ampliam consideravelmente sua participação na distribuição das receitas fiscais sem proporcional aumento de atribuições, fortalecendo sua participação na federação.

No âmbito federal a primeira iniciativa de legislação partiu justamente do setor de interesse mais organizado: o setor elétrico por projeto de lei concebido no Dnaee. No Congresso Nacional, com a liderança ambiental do deputado Fábio Feldman, inicia-se um debate nacional e a proposta de um substitutivo. Desse embate ambientalista e setorial, o impasse acaba vencendo. A então Secretaria Especial de Meio Ambiente da Presidência da República não conseguia impor-se na área federal na liderança do processo. Somente com a inesperada criação da Secretaria

⁴³ Por exemplo, o Consórcio Intermunicipal das Bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá em São Paulo e o comitê interestadual Ceivap (Comitê da Bacia do Paraíba do Sul dos Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) somente podiam adotar rateio dos custos das obras. Sem a figura jurídica dos critérios de cobrança, os consorciados não conseguiam encontrar consenso na determinação do rateio. Ver, por exemplo, Thame, Assis e Camolese (1997).

⁴⁴ Alguns estados mesmo não incluindo tais capítulos acabaram desenvolvendo posteriormente suas legislações.

de Recursos Hídricos no Ministério do Meio Ambiente, o governo federal resolve intermediar o conflito e patrocinar a nova legislação.

No período pós-constituente, diversos estados elaboraram suas legislações. Embora essas iniciativas tenham sido realizadas, muitas vezes, sob a égide do setor elétrico, dada a importância e peso político da gestão ambiental nos estados e da pressão dos municípios, a intermediação do governo estadual foi mais imediata e efetiva. Devido à dependência desses estados das águas de domínio federal, tais legislações foram um fator importante de pressão na solução dos conflitos da lei nacional.

Todas essas legislações consagram a unidade de gestão de bacia, os planos estaduais, a unicidade de outorga e o instrumento de cobrança. Todavia, poucas, como as de São Paulo, Pernambuco e Ceará, oferecem representatividade paritária para os municípios nos conselhos estaduais de RH. Essa característica talvez se explique pela própria natureza do recurso hídrico que o impede de configurar um domínio municipal e ainda pela força que os poderes estadual e federal ainda exercem sobre as iniciativas setoriais.

Não obstante, os municípios foram receptivos, e usualmente muito atuantes no processo político dessas legislações. A gestão participativa por bacia parece ter oferecido aos municípios uma alternativa de representação política em que vislumbrem uma atuação mais favorável para viabilizar a melhoria da qualidade ambiental dos RHs. Entretanto, os incentivos a essa cooperação dependerão da percepção desses municípios em relação à sua participação da receita das cobranças.

Hoje, no final do ano de 1997, vive-se na área de RH o momento da regulamentação, ou seja, a definição do arranjo institucional e dos critérios de aplicação dos instrumentos. Surgem novamente embates políticos, os quais não se pretende discutir aqui.

Mas, a cobrança é sem dúvida uma das questões mais sensíveis por duas razões. Primeiro porque sem a cobrança a gestão de bacia não cria um fato novo, pois não adquire um poder fiscal autônomo dos interesses setoriais. Por outro lado, a sua aplicação consigna um poder político federativo ao comitê de bacia por gerar altas somas de recursos próprios e, assim, cria incentivos a um conflito político e burocrático. Por último, se a cobrança e suas receitas catalisam parceiros, os critérios de cálculo do valor e aplicação de receitas os antagoniza, ou seja, a parceria e o processo participativo serão um jogo no qual a soma dos benefícios terá de ser positiva. E tais benefícios serão basicamente medidos pela diferença dos ganhos e perdas econômicos advindos da cobrança.

3.2 - A Cobrança nas Legislações Estaduais

Todas as legislações adotam a unidade de bacia, os planos estaduais de RH, a unicidade de outorga e a cobrança por quantidade e qualidade.

No Quadro 5 observa-se que a fixação do nível da cobrança nessas legislações está baseada, em todos os estados, nos critérios de: enquadramento, na disponibilidade e características hídricas (incluindo vazão e capacidade de assimilação) e no tipo de uso. Os Estados de Minas Gerais e Bahia ainda mencionam outros critérios, tais como: alteração da ocupação espacial, prioridades regionais e condições socioeconômicas do usuário. Este último também mencionado no Rio Grande do Norte.

A aplicação das receitas da cobrança é destinada a um fundo de RH em pelo menos sete estados onde parte destas receitas é também canalizada para aplicação em outras bacias. O Quadro 5 apresenta as principais características das leis estaduais relativas aos aspectos associados ao sistema de cobrança.

Maior detalhamento sobre o cálculo da cobrança é remetido à fase de regulamentação. Entretanto, nenhuma lei estadual define com clareza o processo de determinação dos valores da cobrança. É sempre mencionado que os comitês sugerem os valores com base em critérios gerais e os conselhos estaduais os aprovam. O grau de intervencionismo dos conselhos, o papel do órgão de RH nesses e na determinação da cobrança, deverão ser matéria também de regulamentação.

Quadro 5
Critérios de Cobrança nos Textos das Legislações Estaduais

Estados	Aplicação das Receitas fora da Bacia	Receitas Aplicadas em Fundo	Atingir Melhor Padrão Ambiental	Alterar Ocupação Espacial	Qualidade Ambiental (enquadramento)	Disponibilidade e Características Hídricas	Tipo de Uso	Condições Socioeconômicas do Usuário	Objetivos Econômicos Regionais
São Paulo (1991)	X	X			X	X	X		
Ceará (1992)	X	X			X	X	X		
Distrito Federal (1993)					X	X	X		
Minas Gerais (1994)			X	X	X	X	X	X	X
Paraná (1995)					X	X	X		
Santa Catarina (1994)	X	X			X	X	X		
Sergipe (1995)	X	X			X	X	X		
Rio Grande do Sul (1995)					X	X	X		
Bahia (1995)	X		X	X	X	X	X	X	X
Rio Grande do Norte (1996)	X	X			X	X	X	X	
Paraíba (1996)	X	X			X	X	X		
Pernambuco (1997)	X	X			X	X	X		
Rio de Janeiro (em tramitação)					X	X	X		

A legislação do Rio Grande do Sul é a única que já estipula uma cobrança mínima cuja majoração os comitês decidem ou não por critérios previamente estabelecidos, a exemplo do caso francês. Conforme veremos na subseção seguinte, a proposta de cobrança em São Paulo também adotará esse procedimento e tudo indica que os outros estados seguirão a tendência.

Analisaremos adiante a proposta oficial de São Paulo que é a legislação pioneira no país. Vale observar que o caso paulista reflete bem as dificuldades de consenso na fixação de critérios de cobrança. Desde 1991 que o estado está discutindo a questão e somente agora parece que uma proposta oficial está finalizada [ver CRH (1997)].

No Rio Grande do Sul, legislação mais recente de 1995, existem estudos que desenvolveram propostas de determinação dos valores da cobrança. A metodologia destes estudos também foi adotada para o Paraná, mas nossa análise concentrar-se-á no caso gaúcho [Lanna e Pereira (1997)].

Por último, analisaremos um interessante estudo de caso da Bahia que se utiliza da regra de preços públicos [Fernandez (1996)].

3.2.1 - A proposta de São Paulo

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) de São Paulo apresentou em outubro de 1997 uma proposta para a cobrança da água.⁴⁵

De acordo com CRH (1997), a cobrança será realizada em todos os tipos de uso, inclusive irrigação, recreação e navegação e o cálculo do valor da cobrança obedecerá a três referências que limitam sua magnitude, a saber: preço unitário básico (PUB), preço unitário máximo (PUM) e custo médio referencial de produção anual (CMR).

O valor de PUB é estabelecido para: captação, consumo (volume captado não-retornado), DBO, DQO, RS (resíduo sedimentável) e CI (carga inorgânica).

O valor total da cobrança para um usuário em relação ao uso j na bacia i ($CT_{j,i}$) é calculado multiplicando PUB_j pelas quantidades de captação, consumo e lançamentos de poluentes ($Q_{j,i}$) e por coeficientes específicos das bacias ($X_{j,i}$), tal que:

$$CT_{j,i} = Q_{j,i} \text{ PUB}_j X_{j,i}$$

Os valores de $X_{j,i}$ são decididos pelos Comitês de Bacias, mas a parcela $PUB_j X_{j,i}$ não poderá exceder PUM_j .

O somatório de todos os $CT_{j,i}$ de um usuário não poderá exceder um percentual do CMR (ou equivalente percentual do faturamento), ou seja, adota-se um critério distributivo pela capacidade de pagamento do usuário. A definição desses patamares, todavia, parece arbitrária e sem base em qualquer critério de equidade explícito. Dessa forma, o resultado distributivo dessa cobrança pode ser tanto regressivo quanto progressivo.

⁴⁵ Esta proposta foi elaborada por consultoria do Consórcio CNEC/FIPE.

Para fixação dos valores para PUB adotou-se, contudo, como referência o rateio dos custos de provisão e expansão da oferta de água e controle da poluição pela carga estimada atual por tipo de uso e usuário segundo custos de oferta de água e de controle de poluição, conforme no sistema francês. No rateio considerou-se que o consumo, ou seja, a não-reposição dos recursos hídricos aos corpos d'água, seja o fato gerador mais danoso ao meio ambiente e que a derivação é a forma menos danosa de utilização dos recursos hídricos, pois apenas altera o curso dos rios e não produz poluição. Todas as outras formas de captação, independentemente do nível de consumo, geram algum tipo de poluição. Portanto, os percentuais são arbitrários, mas não a ordem de importância desses três fatos geradores no que diz respeito aos danos causados ao meio ambiente. No caso dos esgotos, dada a limitação dos dados disponíveis, os investimentos foram rateados unicamente em função da carga de DBO lançada nos corpos d'água. Os valores propostos seriam então mostrados na Tabela 3.

Observa-se na Tabela 3 que os preços propostos para cobrança de quantidade em São Paulo estão próximos aos cobrados na França, mostrados na Tabela 1. Entretanto, para poluição os preços propostos para São Paulo são significativamente menores dos que os cobrados no sistema francês os quais, por sua vez, são menores do que os da Holanda e Alemanha.

Tabela 3
Proposta de “Preços Unitários Básicos” para Cobrança de Água em São Paulo

Item	Unidade	Preço Unitário Básico em R\$
1. Captação	m ³	0,01
2. Consumo	m ³	0,02
3. Lançamentos		
- de DBO	kg DBO	0,10
- de DQO	kg DQO	0,05
- de RS	Litro	0,01
- de CI	Kg	1,00

Fonte: CRH (1997).

Quanto aos valores de X_j , a proposta sugere que sejam gradualmente introduzidos, no seguinte cronograma:

ano 1 a 3: tipo de uso — urbano, industrial etc.⁴⁶

ano 4 a 6: classe do rio: por disponibilidade hídrica, enquadramento, zona de recarga etc.

ano 7 a 9: sazonalidade:⁴⁷ período de pico, cheia etc.

ano 10 em diante: outros fatores diferenciais.

⁴⁶ Recentemente, em 12/11/97, o CRH decidiu adiar a cobrança dos produtores rurais até o ano 2004.

⁴⁷ Zona de superexploração no caso das águas subterrâneas.

O gradualismo proposto é recomendável, embora ainda persista a dificuldade de cobrar de todos os tipos de uso.

No tipo de uso de quantidade sugerem-se maiores valores para a indústria, medianos para o uso urbano e mais inferiores para a irrigação. No tipo de uso de qualidade, a irrigação é mais penalizada que o uso urbano, mas continua a indústria com maior coeficiente, ou seja, parece que não se adota a regra de preços públicos em termos da proporcionalidade inversa à elasticidade-preço da demanda por água ou da curva de custo de controle. Na verdade adota-se um critério distributivo na proporcionalidade inversa à elasticidade-renda da demanda. Neste caso, pelo menos, dado que a indústria tem apresentado menores elasticidades-renda, o efeito distributivo é progressivo, embora com perdas alocativas. Como o setor apresenta magnitudes maiores de elasticidade-preço, a receita esperada poderá ser significativamente inferior à projetada.

Na classe de rio, quanto melhor seu enquadramento, maior o seu coeficiente. Como na França, adota-se aqui um incentivo de preços mais alto para induzir maior controle onde a classe do rio é mais sensível.

Os outros critérios não contam ainda com propostas, mas tudo demonstra que seguirão os adotados no sistema francês.

Estimativas de receitas com os valores de preços básicos indicam um montante anual de receita na ordem de US\$ 500 milhões dos quais a partição seria, aproximadamente, de 50% para o consumo urbano, 30% para a irrigação e 20% para a indústria. Note, entretanto, que tais estimativas não consideram os ajustes de controle que os usuários irão realizar quando perceberem os novos preços da poluição por cobrança, isto é, admite-se que os usuários não alteraram seu padrão de uso da água por causa da cobrança, ou seja, tenham demandas não-elásticas a preço.

Resumindo, o critério distributivo por capacidade de pagamento, de sinal indefinido, proposto para São Paulo, parece ter sido uma solução resultante do processo de negociação entre os interesses setoriais. De um lado aplica-se a cobrança, mas, por outro, limita-se esse agravamento com limites. Certamente, o sistema paulista é de geração de receita sem qualquer motivação para induzir a racionalização de uso por preços ótimos ou eficientes.

3.2.2 - Estudo de caso no Rio Grande do Sul

A proposta em Lanna e Pereira (1997) não é oficial e trata de um estudo para subsidiar a determinação do preço mínimo (equivalente ao PUB de São Paulo) que o estado adotará para poluição por tipo de usuário. A bacia do rio dos Sinos foi escolhida para um estudo de caso.

Os critérios propostos neste estudo são:

- a) objetivo de despoluição;
- b) arrecadação de receita; e
- c) custo de tratamento de cada fonte.

Note que o critério *a* seria algo semelhante ao enquadramento, isto é, maiores valores de cobrança para incentivar maior controle que em São Paulo são aplicados por coeficientes de bacia. Os critérios *b* e *c* são os mesmos aplicados em São Paulo para calcular os preços básicos.

Todavia, o modelo de estimação de Lanna e Pereira (1997) é mais sofisticado quando esses preços básicos mínimos são determinados por uma solução de otimização matemática, na qual se maximiza uma relação mínima entre o preço básico de cada parâmetro em face de uma relação do seu excesso de emissão sobre um padrão desejado sujeito a uma relação inversa entre custos de controle de cada fonte e o custo da cobrança por fonte. Dessa forma, os autores determinam preços mínimos que variam positivamente com custo de controle e necessidade de controle. A magnitude da relação mínima referida anteriormente e as necessidades de financiamento por cobrança são arbitrárias.

O estudo realiza algumas simulações e analisa o impacto da cobrança, como apresentados na Tabela 4, em relação ao custo operacional da indústria com três cenários de subsídio cruzado. Cenário 1 é sem qualquer subsídio cruzado no qual os preços do modelo citado são aplicados na íntegra. No Cenário 2, a indústria paga 40% dos custos incidentes sobre as fontes difusas rurais e no Cenário 3 as fontes difusas nada pagam e a indústria arca com todos os custos rurais.

Esses cálculos da Tabela 4 não consideram, também, os ajustes de controle que os usuários irão realizar quando perceberem os novos preços da poluição por cobrança.

Tabela 4
Impacto da Cobrança da Água por Poluição no Setor Industrial da Bacia dos Sinos, Rio Grande do Sul

Setores	(Em % do custo operacional)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Couros/Peles/Similares	0,20	0,20	0,21
Bebidas/Álcool	0,02	0,02	0,02
Têxtil	1,61	1,63	1,66
Alimentos	1,40	1,42	1,45
Química/Petroquímica	0,00	0,00	0,00
Metalúrgica/Siderúrgica	0,0002	0,0002	0,0002
Celulose/Papel/Papelão	0,0003	0,0003	0,0003
Utilidade Pública	1,40	1,42	1,45

Fonte: Lanna e Pereira (1997).

De qualquer forma, observa-se que o impacto sobre o custo operacional das indústrias varia muito pouco, 1,40% a 1,45%, com os cenários de subsídio à agropecuária. Dessa forma, no modelo e caso estudados para o Rio Grande do Sul, a não-inclusão do setor rural não prejudicaria o objetivo de receita. Tendo em vista o alto custo político dessa inclusão, já observado em outros países, tais resultados, conforme indicam Lanna e Pereira (1997), aconselham a evitá-la na fase de implementação do sistema.

Embora esses preços sejam preços de otimização, não refletem os critérios de preços ótimos de minimização de custo ou maximização de bem-estar discutidos na literatura econômica. Essa solução de otimização no estudo do Rio Grande do Sul otimiza a distribuição dos custos da cobrança relativamente ao custo de controle e ao nível de contaminação do trecho onde a fonte se localiza. Nada assegura que os preços solução do modelo são custo-eficiência ou custos sociais,⁴⁸ ou seja, em vez de adotar preços máximos como São Paulo, a proposta do Rio Grande do Sul determina esses limites de pagamento por critérios explícitos.

3.2.3 - Estudo de caso na Bahia

O estudo de caso da Bahia em Fernandez (1996) foi realizado para a Superintendência de Recursos Hídricos daquele estado visando subsidiar a definição dos critérios de cobrança. Constitui um ótimo exemplo para a aplicação da regra de preços públicos.

O estudo estima preços para cobrança de quantidade para irrigação, abastecimento urbano e geração de energia elétrica e de poluição de metais pesados da mineração de cromo para as bacias baianas do Alto Paraguaçu e Itapicuru.

O estudo identifica inicialmente as medidas de disposição a pagar das funções de demanda por quantidade de água desses setores e os custos totais de gestão e provisão planejados em cada bacia. Com base nessas estimativas, utilizando um modelo de otimização de preços públicos, determina as elasticidades-preço e o coeficiente de proporcionalidade⁴⁹ e os respectivos valores da cobrança de acordo com o proposta na expressão (3).

No caso da poluição o estudo não estima preços para externalidades e, sim, para financiamento e apenas para um tipo de poluição e usuário.⁵⁰

⁴⁸ O autor se refere a essa solução como a de “custo-efetividade” por visar a uma distribuição mais equânime dos custos da cobrança. Logo parece que este termo está sendo indevidamente empregado neste contexto. Custo-efetividade está associado à minimização de custo social e não à sua distribuição.

⁴⁹ Sendo um estudo de caso, as estimativas foram realizadas de forma bastante simples e não devem ser entendidas como uma simplificação que pode ser generalizada.

⁵⁰ O autor reconhece tal restrição e apresenta uma subseção tratando conceitualmente desse outro aspecto.

Os valores da cobrança foram calculados em cinco cenários, a saber:

Bacia do Alto Paraguaçu:

CE : cobrando todos os usos

SE : não cobrando a geração de energia

Bacia do Itapicuru:

IT : custos de todos os investimentos

IR : com investimentos reduzidos

AP : com a cobrança da poluição mais alta

As estimativas de cobrança, com os respectivos cenários, estão apresentados na Tabela 5 .

Embora o autor tenha somente se concentrado em apontar variações nos preços e seus efeitos nas receitas, comparando esses cenários podemos observar alguns aspectos econômicos relativos ao impacto da otimização nos preços da cobrança em cada uso.

Note na Tabela 5 que no cenário SE, sem cobrança dos usuários geradores de energia elétrica na Bacia do Alto Paraguaçu, é o preço da cobrança sobre uso urbano que aumenta. Afinal a elasticidade do uso urbano (0,04) é muito menor do que a da irrigação (0,39) nessa bacia.

Na Bacia do Itapicuru, o preço estimado para a cobrança para irrigação ficou acima da disposição a pagar desses usuários quando todos os investimentos foram considerados. Assim, o estudo considerou no cenário IR uma redução de 3/4 destes investimentos e, conseqüentemente, os novos preços resultantes da cobrança foram também reduzidos, conforme mostra a Tabela 5. Todavia, a redução de preço para a irrigação foi muito menor do que a do uso urbano, pois a elasticidade-preço da irrigação (0,58) nesta bacia é, diferentemente da bacia do Alto Paraguaçu, menor do que a do uso urbano (0,99).

Tabela 5
Estimativas de Cobrança em Bacias no Estado da Bahia

Uso/Bacia/Cenário	(Em US\$ m ³)				
	Alto Paraguaçu		Itapicuru		
	CE	SE	IT	IR	AP
Irrigação	8,00 x 10 ⁻⁴	8,00 x 10 ⁻⁴	9,91 x 10 ⁻³	2,17 x 10 ⁻³	9,86 x 10 ⁻³
Urbano	2,76 x 10 ⁻⁴	3,13 x 10 ⁻¹	1,08 x 10 ⁻³	8,80 x 10 ⁻⁴	1,08 x 10 ⁻³
Energia ^a	8,40 x 10 ⁻⁴	—	—	—	—
Poluição ^b	—	—	1,52 x 10 ⁻²	2,32 x 10 ⁻³	1,80 x 10 ⁻¹

Fonte: Fernandez (1996).

Notas: ^a Somente na bacia do Alto Paraguaçu.

^b Em US\$/t e somente na bacia do Itapicuru. Cenários (ver texto acima).

A magnitude do preço da poluição na bacia do Itacuru representou apenas 0,1% de acréscimo no custo de extração mineral e 10% sobre o custo marginal de controle do nível atual de produção. Embora o estudo não discuta esse aspecto, pelo critério de otimização de receita, o preço da poluição não geraria um incentivo econômico pouco significativo para ampliação do nível de controle ambiental das mineradoras.

Mesmo sem manifestar essa preocupação de controle ambiental, o estudo simula novos preços no cenário AP onde a cobrança é fixada arbitrariamente no nível do custo marginal de controle para avaliar os efeitos na receita.

A elasticidade-preço da poluição (0,57) é quase igual à da irrigação e, portanto, seria esperada uma variação significativa nos preços. Entretanto, conforme mostra a Tabela 5, não se observam variações significativas nesses novos preços dada a baixa magnitude da quantidade de poluição gerada em relação às quantidades de consumo direto de água na bacia. Tal constatação serve para exemplificar a necessidade de avaliar e estabelecer critérios efetivos para introdução de subsídios cruzados mediante preços.

O estudo de caso da Bahia, embora simplificado, oferece um exemplo das implicações econômicas de utilização da cobrança para financiamento utilizando a regra de preços públicos.

3.3 - Conclusões

Devido à ausência de critérios econômicos objetivos nas legislações de RH, a regulamentação da cobrança torna-se, assim, uma outra fase de negociação política.

Todavia, a ausência desses critérios significa que, embora se reconheça o valor econômico da água, não se identificam as implicações desse reconhecimento. As três propostas analisadas revelam que a aplicação do instrumento de cobrança é meramente fiscal.⁵¹ Não há um entendimento explícito e formal nos modelos adotados do potencial deste instrumento na consecução de objetivos de maximização de benefícios econômicos ou ambientais. Somente o objetivo de geração de receitas é atendido, geralmente, sem observar os princípios econômicos básicos indicados na Seção 1.

4 - RECOMENDAÇÕES PARA A VALORIZAÇÃO ECONÔMICA DA ÁGUA NO BRASIL

A ausência de critérios econômicos na valorização econômica da água é compreensível graças à complexidade técnica da sua adoção e, conseqüentemente, das exigências institucionais e dos custos de transação envolvidos. Entretanto, a

⁵¹ Não-tributário no sentido constitucional dado seu aspecto condominial e não-impositivo.

oportunidade da fase atual de regulamentação poderia se beneficiar de alguns desses critérios econômicos cuja aplicação não requer uma sofisticação inviável e atentar para as implicações de outros que, por motivos técnicos ou institucionais, não podem ser aplicados. Esta seção conclui esse documento tratando dessas considerações a título de recomendações para a regulamentação da lei federal e de outros estados.

Para tal, aborda em detalhes três questões que podem ampliar a eficiência do sistema de valorização econômica da água no Brasil, a saber:

- a) os critérios econômicos para valorização da água;
- b) as implicações de altos custos de transação; e
- c) os critérios econômicos para repartição das receitas entre usuários.

4.1 - Dez Critérios Econômicos para Valorização da Água

Nas seções anteriores procurou-se demonstrar que a experiência internacional e as propostas brasileiras oficiais de cobrança seguem o critério do poluidor-usuário pagador, sem adoção, contudo, desse instrumento como uma forma de determinar preços que visem à otimização do uso da água, ou seja, os preços aplicados não emergem de uma maximização de benefícios ou de minimização de custos.

Tampouco, a externalidade entre usuários é totalmente internalizada. Os coeficientes utilizados para bacias são geralmente muito amplos geograficamente, sem uma relação precisa entre uso ou emissão do usuário e qualidade ou disponibilidade hídrica agregada.

No caso da poluição, tais preços são fixados com referência nos custos de controle, mas sem uma calibragem dirigida a induzir os poluidores a níveis de controle que atendam um objetivo ambiental. As necessidades de receita e o impacto nas atividades econômicas parecem os parâmetros decisivos no processo de fixação dos valores da cobrança nessas experiências, sem contudo serem determinados por um processo de otimização ou de análise de padrão de uso.

Tal não quer dizer que não se esteja abandonando o objetivo de indução a usos mais racionais e menos degradantes da água. Essa receita é sempre vinculada a investimentos no setor de RH. Seja na forma de doações ou empréstimos, como na França e Holanda, ou na forma de descontos, como na Alemanha.

Conforme salientamos, qualquer preço positivo pelo uso da água resulta numa alteração de padrão de uso. A magnitude dessa variação, todavia, dependerá do formato das curvas de demanda por água ou controle de poluição. E nos países onde a cobrança foi realmente aplicada, observou-se uma redução da intensidade de poluição e de consumo de água.

Conforme analisamos na Seção 2, o alto nível de controle na Holanda e Alemanha é atribuído ao alto nível da cobrança de poluição. Por exemplo, mesmo com um

PIB equivalente a 1/5 do PIB da França, a receita do sistema holandês de cobrança da água é mais do que o dobro arrecadado por todas as bacias francesas. Já na Alemanha, os altos valores da cobrança são significativamente reduzidos se investimentos sem controle são realizados.

No caso brasileiro, as legislações federal e estaduais de RH colocam a racionalização do uso da água como um dos principais objetivos. Todavia, em nenhum momento está mencionado o objetivo de consecução de objetivos ambientais por cobrança. A cobrança é entendida como um dos instrumentos que contribuem para a melhora da disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos.

Por outro lado, o uso da cobrança para atender níveis ótimos de uso da água é tecnicamente complexo e requer, portanto, uma sofisticada capacidade institucional, em termos de informação, monitoramento e implementação.

Se a determinação da cobrança tiver que ser realizada com base em geração de receita, sugerimos 10 critérios econômicos pragmáticos que poderão aumentar a eficiência do sistema, conforme apresentados no Quadro 6.

Seguindo esses 10 critérios, qualquer proposta simplificada será também mais efetiva. Isto porque, além dos ganhos de eficiência alocativa da água, a transparência dos resultados esperados com o sistema de cobrança permitirá uma negociação mais socialmente vantajosa.

Note que os critérios (2) e (7) são derivados de análises hidrológicas e afetam significativamente os outros itens que são puramente econômicos. É justamente essa associação entre o econômico e o hidrológico que pode ser desenvolvida para um sistema de cobrança com maior ganho de eficiência ambiental e econômica.

Os instrumentos que poderiam cobrir essa lacuna seriam os Planos Nacional ou Estadual de Recursos Hídricos. Para tanto, a relação união/estado e estado/município é essencial para o bom funcionamento de um sistema descentralizado como este.

Todas as questões mencionadas terão de ser contempladas e identificadas nesses planos para que elas sejam realmente um instrumento de planejamento. Portanto, tais planos são a base inicial de um sistema de cobrança ou criação de mercado.

4.2 - Custos de Transação

A adoção das recomendações citadas no Quadro 6 tem que ser também avaliada considerando os custos de transação. Esses custos, conforme já enunciado, podem ser, pelo menos, de duas naturezas: legais, institucionais e de informação.

Quadro 6
Dez Critérios Econômicos para Valorização da Água para Cobrança e Criação de Mercado

1. Utilizar a regra de preços públicos na qual os preços por usuários são proporcionalmente inversos às suas elasticidades-preço da demanda e, no caso da poluição, as elasticidade-preço das curvas de controle.
2. Introduzir na cobrança de forma mais diferenciada possível por tipo de usuário de acordo com sua contribuição na disponibilidade e qualidade hídrica na sua sub-bacia e nas outras bacias.
3. Cobrar toda emissão, mesmo que abaixo dos padrões de emissão individuais e cobrar todo nível de poluição.
4. Propor descontos para investimentos em realização ou quando níveis de controle ou consumo estão abaixo de um padrão mínimo desejável.
5. Utilizar subsídios cruzados para diferenciar a cobrança por tipo de uso com critérios distributivos que sejam explícitos.
6. Estimar impactos no uso, geração de receita, capacidade de pagamento dos usuários e necessidades de financiamento da gestão com base nas curvas de custo, demanda e controle dos usuários.
7. Associar um modelo hidrológico para avaliar os impactos ambientais, as alterações de uso e estimar seus respectivos valores monetários.
8. Identificar as variáveis ambientais e econômicas que mais influenciam nos resultados.
9. Adotar a criação de mercado somente quando as condições de garantia de direito e competitividade estiverem asseguradas (por exemplo, nas situações de racionamento).
10. Planejar a implementação do sistema de forma gradual de acordo com o desenvolvimento da capacidade institucional que ofereça também uma gestão eficiente de baixo custo administrativo e de transação.

Os de natureza legal são aqueles associados à contestação jurídica, por exemplo, da cobrança ou da comercialização de direitos. Sistemas com base legal frágil atrasam sua implementação e, assim, podem desacreditar o sistema.⁵²

Os custos institucionais são ainda mais importantes, pois geralmente requerem um esforço diretamente associado à capacidade de geração de receita. Conforme citamos anteriormente, na Alemanha, onde o sistema é centralizado com base numa cobrança federal simplificada e de eficiência administrativa reconhecida, para cinco dólares arrecadados, um dólar é gasto no sistema, ou seja, a receita líquida é de 80% da receita bruta. Tal sem considerar o esforço administrativo indireto de outros órgãos públicos envolvidos. Dessa forma, deve o gestor estar atento às suas estimativas de receita, não só incorporando as reações dos usuários

⁵² Estamos aqui considerando que os custos de contestação jurídica são absorvidos pelo aparato público legal a custos marginais nulos.

como proposto no item (6) no Quadro 6, mas também internalizando os custos administrativos relativos ao esforço institucional necessário à implementação do sistema.

Esses custos institucionais podem ser de estudos e pesquisa, planejamento, monitoramento, medição de consumo e fiscalização.

Note que parte desses custos terá de ser incorrida anteriormente à implementação plena do sistema e à geração do seu potencial de receita. Portanto, a falta de recurso orçamentário para cumprir essa etapa inicial pode comprometer a eficácia do sistema, conforme analisamos nos casos mexicano e colombiano. Dessa forma, além da sofisticação do sistema, deve o gestor planejar sua implementação gradual de acordo com sua capacidade institucional. A receita líquida crescendo gradualmente pode servir de financiamento de práticas institucionais menos custosas e abrangentes.⁵³

Os custos de informação são importantes na medida em que são incorridos pelos usuários e afetam diretamente a eficiência alocativa do sistema, que por sua própria natureza fiscal é pouco relevante na sua definição. Esses custos podem ser, por exemplo, relativos aos seguintes aspectos:

- a) conhecimento das opções tecnológicas de conservação de água e controle de poluição e os respectivos custos de investimento e operação;
- b) custos associados à negociação nos comitês de bacia ou junto aos órgãos concedentes;
- c) custos de monitoramento para reavaliações de seu consumo; e
- d) custos associados à identificação de compradores e vendedores para comercialização de certificados e seus preços e garantia de titularidade.

No caso brasileiro, a legislação federal limita os gastos com a gestão, isto é, gastos com a administração do comitê e agências, em 7,5% do montante arrecadado com a cobrança. Dessa forma, o valor da cobrança também determinará a viabilidade de criação do comitê e sua área de atuação. Conseqüentemente, serão consideradas as possibilidades de associações de bacias para cobrir uma área de atuação maior e com capacidade de financiamento mais ampla.

A título de sugestão, indicamos os seguintes procedimentos para iniciar um esforço de organização de gestão de recursos hídricos:

- Levantar dados, os mais detalhados possíveis, sobre uso e fontes de degradação e avaliar a capacidade e qualidade do corpo hídrico da área de atuação.

⁵³ Ver, por exemplo, Seroa da Motta, Ruitenbeek e Huber (1996) para uma análise da capacidade institucional da gestão ambiental na América Latina e Caribe na aplicação de instrumentos econômicos.

- Identificar os principais problemas hídricos e ambientais da área de atuação e estimar seus respectivos custos de mitigação, conservação e recuperação e as necessidades de financiamento das atividades de gestão.
- Identificar as outras bacias que geram influência na área de sua atuação e estimar, mesmo que qualitativamente, os respectivos impactos externos advindos delas.
- Identificar os principais grupos de usuários por capacidade econômica, força política, de interesse social e de outras bacias de influência e agregá-los desde o início no âmbito dos estudos e discussões do sistema de gestão e cobrança.

Portanto, esses custos tornam-se parte do preço da água percebido por esses usuários. Dessa forma, a racionalidade do usuário diante de uma cobrança ou da compra de um direito, será tomar decisões de consumo que sejam referentes ao preço deles mais os custos de informação. Logo, a redução de gastos com cobrança e compra de direitos para atender níveis menores de consumo será menor porque implica também esses custos adicionais de transação, ou seja, reduzem-se os ganhos alocativos do sistema.

Se o valor esperado desses custos for muito alto em relação ao valor da cobrança ou do direito e, por exemplo, os usuários além de perceberem esses custos ainda estão incertos sobre suas magnitudes, o sistema perderá sua eficiência alocativa na seguinte forma:

- a)* no sistema de cobrança: os usuários continuaram a gerar receitas, mas com poucas iniciativas de redução de consumo. Assim, aumentam-se os custos de atendimento à legislação ambiental sem contrapartida em qualidade ambiental; e
- b)* no sistema de criação de mercados: os usuários não realizam as transações esperadas e mantêm os seus direitos para si. Assim, a melhora da qualidade ambiental não se realiza pela minimização de custos, conforme expectativa do mercado de direitos.

Dessa forma, observando tais implicações poderá o gestor desenhar um sistema mais ajustado à sua realidade institucional e, ao mesmo tempo, garantir à sociedade ganhos econômicos reais.

4.3 - Critérios de Alocação das Receitas da Cobrança⁵⁴

Até então esse documento analisou as implicações da cobrança no comportamento do usuário e a magnitude das receitas dessa cobrança na gestão de RH. Todavia, a alocação dessas receitas em projetos de investimentos é uma questão tão complexa quanto a da análise da definição do valor de cobrança, ou seja, cada investimento na bacia resultará em diferentes benefícios que impactarão também diferentemente os usuários. Qual será o critério de seleção dos investimentos a ser

⁵⁴ Esta subseção foi extraída de Seroa da Motta (1997a e 1997b).

realizado com as receitas da cobrança que sempre serão limitadas em magnitude no tempo?

Resumindo, há de se definir prioridades quanto ao que realizar mediante investimentos. Até agora, a abordagem predominante tem se baseado no critério ambiental, biológico ou geográfico. Podemos, entretanto, aumentar a eficiência da gestão ambiental com a utilização complementar de um critério econômico, ou seja, reforçando a dimensão humana da gestão ambiental.

Deve-se enfatizar também que o critério econômico está fundamentado, em grande medida, nas abordagens ecológicas para que se torne útil.

Portanto, o conhecimento e entendimento das questões ecológicas será um pré-requisito para a aplicação do critério econômico.

A literatura sobre o critério econômico no gerenciamento dos recursos naturais tem sido muito fértil nos últimos 10 anos.⁵⁵ As principais proposições estão aqui sumariadas em dois tópicos: instrumentos econômicos (IE) e análise de investimentos.

Até então analisamos os instrumentos econômicos, cobrança e criação de mercado, que atuam no uso da água, isto é, na demanda por este recurso.

A análise de investimentos está associada à oferta de serviços ambientais que a aplicação das receitas dos instrumentos econômicos pode gerar, ou seja, no caso dos RHs, à análise econômica dos investimentos na disponibilidade e qualidade hídrica que podem ser realizados com as receitas da cobrança. Três métodos gerais podem ser identificados:

- Análise Custo-Benefício (ACB).
- Análise Custo-Utilidade (ACU).
- Análise Custo-Eficiência (ACE).

Como será discutido nas subseções seguintes, ACB e ACU são métodos determinantes de prioridades, enquanto ACE é mais proveitoso para a definição de ações quando prioridades já estão definidas.⁵⁶

4.3.1 - Análise Custo-Benefício (ACB)

A ACB é a técnica econômica mais utilizada para a determinação de prioridades na avaliação de investimentos. Seu objetivo é comparar custos e benefícios associados aos impactos dos investimentos em termos de seus valores monetários.

⁵⁵Ver bibliografia anexa no final do Manual.

⁵⁶Estes três métodos operam na oferta dos serviços ambientais quando de investimentos que geram custos ou benefícios ambientais. Para atuar na demanda por esses serviços, podemos utilizar os instrumentos ou incentivos econômicos para alterar os preços relativos destes a fim de aumentar a eficiência de uso, elevar os recursos orçamentários e tratar de questões de equidade.

Benefícios são aqueles bens e serviços, privados e ambientais, que a recuperação, manutenção ou expansão da provisão dos recursos hídricos oferecerão para a sociedade, impactando positivamente o bem-estar das pessoas.

Por outro lado, os custos representam o bem-estar que se deixou de ter em função do desvio dos recursos da economia para políticas ambientais em detrimento de outras atividades econômicas (ver subseção mais adiante).

Os benefícios, assim como os custos, devem ser também definidos segundo quem deles se apropria ou sofre as suas conseqüências, isto é, identificar beneficiários e perdedores para apontar as questões eqüitativas resultantes.

Com os procedimentos da ACB é possível, então, identificar as estratégias cujas prioridades aproveitam, da melhor maneira possível, os recursos, isto é, estratégias cujos benefícios excedem os custos. Desta maneira, os tomadores de decisão estão maximizando os recursos disponíveis da sociedade e, conseqüentemente, otimizando o bem-estar social.

Dentro da ACB as estratégias são ordenadas de acordo com o valor presente dos benefícios líquidos de cada uma destas (benefícios menos custos descontados no tempo).⁵⁷ Essa ordenação permite que os tomadores de decisão definam prioridades, adotando primeiro as estratégias cujos benefícios líquidos são mais elevados (ver Quadro 7).

A mensuração dos valores monetários associados a benefícios ambientais pode ser, contudo, muito difícil e problemática. Independentemente de nosso reduzido conhecimento quanto aos elos ecológicos associados às atividades econômicas, que também enfraquece as abordagens puramente ecológicas, existem limitações metodológicas nas avaliações econômicas. Tais limitações estão relacionadas às taxas de desconto no tempo, à agregação dos valores individuais, à internalização de incertezas e à amplitude das mudanças de equilíbrio geral. Essas questões tendem a enviesar as medidas dos benefícios ambientais e, dessa maneira, desviam a sociedade de opções sustentáveis.

Entretanto, a questão principal está relacionada com a limitada capacidade de esses métodos capturarem os valores das funções ecossistêmicas. Eles são instrumentos poderosos para apontar valores de certos serviços ambientais quando percebidos de uma maneira isolada. O conhecimento e a percepção das pessoas sobre as funções ecossistêmicas são bastante limitados e, assim, as preferências individuais podem subvalorizar os serviços biológicos.

⁵⁷Outra maneira de ordenação, normalmente mais apropriada, baseia-se na taxa interna de retorno das estratégias (taxa em que os benefícios e os custos têm o mesmo valor presente, ou seja, taxa em que o valor presente líquido é igual a zero).

Quadro 7 Indicadores de Viabilidade

Uma análise de custo-benefício (ACB) é a comparação dos custos de investimento e operação (c_t), incorridos a cada momento do tempo t para realizar uma ação, *versus* os respectivos benefícios (b_t) gerados ao longo do tempo. Tal comparação permite analisar a viabilidade da ação. Com base nos indicadores da ACB é possível ordenar as diversas alternativas de ação. Existem três opções de indicadores para ACB. Embora todos os três permitam indicar a viabilidade de uma ação de forma inequívoca, o ordenamento de ações resultante pode variar por tipo de indicador. Um resumo desses indicadores é abaixo apresentado:

Valor presente líquido (VPL):

$$VPL = \sum b_t - c_t / (1+d)^t$$

Calcula-se a diferença do valor descontado dos benefícios sobre o valor descontado dos custos. $VPL \geq 0$ indica viabilidade e as ações podem ser ordenadas de acordo com as magnitudes do VPL. Note, entretanto, que o ordenamento resultante desse indicador depende basicamente da taxa de desconto (d) e da magnitude das necessidades de investimento que determinam o nível de VPL.

Relação benefício-custo (B/C):

$$B / C = \frac{\sum b_t / (1+d)^t}{\sum c_t / (1+d)^t}$$

Viabilidade será indicada com $B/C \geq 1$ e ações podem ser indicadas de acordo com as magnitudes de B/C. Como custo é um benefício negativo e vice-versa, note que a relação B/C pode ser computada diferentemente de acordo com o entendimento do sinal dos custos e benefícios e, assim, gerar ordenações diferentes.

Taxa interna de retorno (TIR):

$$\sum b_t - c_t / (1+TIR)^t = 0$$

Viabilidade será dada quando $TIR \geq d$, mas, o ordenamento com base em valores de TIR poderá ser realizado sem considerar d e, sim, apenas por seus valores. Entretanto, dependendo da distribuição dos custos e benefícios (por exemplo, buscas variações em períodos distintos) ao longo do tempo, TIR pode não ser única. Dessa forma, a escolha de um indicador dependerá das informações desejadas pelo analista e das características das ações em análise.

Fonte: Seroa da Motta (1997a).

Apesar desses problemas, que sempre aparecerão na mensuração de benefícios, o processo de atribuir valores econômicos aos recursos ambientais trará à tona questões socioeconômicas que o critério ecológico ou ambiental isoladamente não é capaz. Ao mesmo tempo, uma análise custo-benefício de uma política, programa ou projeto ecológico não é o único indicador para a tomada de decisão como uma maneira de ordenar opções.

Mesmo assim, a ACB é um importante método para orientar decisões de investimentos. Antes de discutir como poderemos integrar a ACB ao critério ecológico, é válido mencionar que a valoração de alguns benefícios de um dado

investimento pode ser suficiente para demonstrar que esses benefícios, mesmo subvalorizados, já estão excedendo os custos.

Apesar disso não ser suficiente para assegurar que a sociedade está adotando a melhor alternativa de uso de seus recursos econômicos, os tomadores de decisão podem, pelo menos, garantir que a eficiência econômica não decrescerá em função desse investimento ambiental.

Identificando de que forma os custos e os benefícios são distribuídos no interior da sociedade (isto é, quem está arcando com os custos e recebendo os benefícios), os tomadores de decisão podem encontrar também maneiras de conciliar outras alternativas e construir consensos que facilitem a implementação política. Essa característica da ACB, muitas vezes marginalizada nos exercícios de valoração, é vital nos países em desenvolvimento, onde as questões equitativas frequentemente restringem a implementação política em função dos baixos níveis de renda e da sua distribuição desigual.

O uso da ACB nessas bases é um movimento precursor muito importante para que a sociedade possa implementar um critério de abordagem ecológico-econômica mais sofisticado.

A ACB pode também ser empreendida passo a passo, agregando benefícios e custos, de acordo com os níveis de decisão e os agentes econômicos em questão, conforme apresentado no Quadro 8.

4.3.2 - Análise Custo-Utilidade (e viabilidade institucional) (ACU)

Têm-se observado consideráveis esforços de pesquisa para calcular um indicador de benefícios capaz de integrar os critérios econômico e ecológico.⁵⁸ Em vez de se usar uma única medida do valor monetário de um determinado benefício, os indicadores são calculados para valores econômicos e também para o critério ecológico, como, por exemplo: insubstituibilidade, vulnerabilidade, salinidade, toxicidade, criticabilidade e outros.

Cada indicador tem um peso absoluto e os benefícios das opções (de política, programas ou projetos) são avaliados com ponderações para cada indicador. Os resultados finais são, então, calculados para cada opção que representará alguma média ponderada para todos esses critérios.

O principal problema metodológico aqui é exatamente a determinação de escalas coerentes e aceitáveis para a definição da importância relativa dos diferentes critérios, isto é, as ponderações destes. Cada escala definirá uma ordenação específica. Portanto, a participação dos atores sociais relevantes, a integração governamental e o debate político são o único caminho para minimizar essas restrições.

⁵⁸Ver, por exemplo, textos seminiais em economia feitos por Solow *et alii* (1993) e Weitzman (1992).

Independente disso, sempre existirão dificuldades para quantificar o resultado absoluto dos benefícios correspondentes a cada critério para cada opção. Conseqüentemente, o desenvolvimento de uma base de dados sobre recursos hídricos é um pré-requisito para a utilização dessa abordagem.

Quadro 8 Análise de Custo-Benefício e Objetivos de Política

O uso da ACB pode ser mais útil quando apresentada em distintas perspectivas, no sentido de relevar todos os perdedores e beneficiários e as preferências dos tomadores de decisão. Esta desagregação não demanda esforços adicionais de análise, mas, apenas formatos distintos de apresentação dos parâmetros requeridos para uma ACB completa. São descritas aqui algumas sugestões.

ANÁLISE PRIVADA (PERSPECTIVA DO USUÁRIO)

Maximiza receita, minimiza custos — ACB utilizando preços de mercado sem considerar externalidades.

ANÁLISE FISCAL (PERSPECTIVA DO TESOURO)

Maximiza receita fiscal, minimiza custos de administração — ACB mensurando apenas os ganhos e perdas de receita fiscal e seus respectivos custos de administração.

ANÁLISE ECONÔMICA (PERSPECTIVA DA EFICIÊNCIA)

Maximiza o bem-estar total, minimiza os custos de oportunidade — ACB utilizando preços de mercado sem subsídios e outras distorções de mercado.

ANÁLISE SOCIAL (PERSPECTIVA DISTRIBUTIVA)

Maximiza o bem-estar total, minimiza custos de oportunidade e distributivos — ACB utilizando preços de mercado sem subsídios e outras distorções de mercado, ajustando-os aos pesos distributivos para incorporar questões de equidade (excluindo a valoração monetária de externalidades ambientais).

ANÁLISE DE SUSTENTABILIDADE (PERSPECTIVA ECOLÓGICA)

Maximiza o bem-estar total, minimiza custos de oportunidade, distributivos e ambientais — ACB utilizando preços de mercado sem subsídios e outras distorções de mercado, ajustando estes com pesos distributivos e incluindo a valoração monetária de externalidades ambientais.

Fonte: Seroa da Motta (1997a).

Levando-se em consideração todos esses procedimentos metodológicos, pode-se dizer que ACU é uma abordagem muito custosa e, assim, estaria acima da capacidade institucional, do compromisso político e da aceitação social nos países em desenvolvimento. Baseado nesse juízo de valor, existem algumas sugestões na análise de custo-viabilidade em que a capacidade institucional, o compromisso político e a aceitação social são critérios adicionais para a avaliação de projetos que englobam benefícios ecológicos e econômicos [ver McNeeley, Miller e Reid (1991) e McNeeley (1997)].

4.3.3 - Análise Custo-Eficiência (ACE)

Caso a estimação de benefícios ou utilidade se revele muito difícil ou com custos acima da capacidade institucional, prioridades serão ordenadas com base somente no critério ecológico. Nesse caso, o que os tomadores de decisão podem fazer é empreender uma análise custo-eficiência.

A ACE considera as várias opções disponíveis para se alcançar uma prioridade política predefinida e compara os seus custos relativos para atingir seus objetivos. Assim, é possível identificar a opção que assegura a obtenção do resultado desejado aos menores custos.

Note que a ACE não ordena opções para definir prioridades. A ACE deve ser encarada como um instrumental para definição de ações, tendo em vista que a prioridade já foi devidamente definida. Haverá também situações de decisão nas quais os custos institucionais da avaliação do projeto excedem aos ganhos de eficiência com uso de ACB ou ACU e, portanto, a ACE terá assim um papel importante na orientação de ações de gestão.

4.3.4 - Medindo os custos de oportunidade dos investimentos

Nas subseções anteriores analisaram-se os problemas relacionados com a mensuração de benefícios. Nesta subseção vamos discutir os aspectos relativos à mensuração dos custos.

Os custos de oportunidade são mensurados levando-se em conta o consumo de bens e serviços que foi abdicado por causa dos investimentos.

Além dos custos de investimento e operação dos projetos, há de se contabilizar, portanto, o custo de oportunidade dos fatores que foram mobilizados para a implantação do projeto.

Restrições ao uso da terra para construção de reservatórios ou para proteção de mananciais, por exemplo, impõem perdas de geração de renda nas comunidades locais. A renda líquida abdicada pela restrição dessas atividades é uma boa medida do custo de oportunidade associado à criação dessa unidade de conservação.

O uso de renda líquida decorre do fato de que a renda bruta dessas atividades sacrificadas tem de ser deduzida dos seus custos de produção, que também restringem recursos para a economia. De fato, a renda líquida significa a receita líquida provida pelas atividades sacrificadas e representaria, assim, o custo de oportunidade da conservação.

Os custos associados aos investimentos e operação também devem ser somados aos custos de oportunidade, visto que demandam recursos que poderiam estar sendo utilizados em outras atividades.⁵⁹

É também relevante discriminar os custos de oportunidade e os gastos de proteção por agentes envolvidos. Para tal, a seguir, estão sugeridas algumas formas:

a) custos de oportunidade sustentado por classes de renda ou setores econômicos;

⁵⁹ Note que admitimos aqui que os recursos são plenamente utilizados. Quando os recursos estão com níveis de excedente, é necessário computar tal fato.

b) custos de oportunidade associados à receita fiscal perdida pelos governos local e central;

c) gastos de conservação incorridos pelos governos central e local; e

d) gastos de conservação incorridos pelas agências ambientais e proprietários privados da área do sítio natural.

Note que os custos discriminados não são mutuamente exclusivos e seus valores não devem ser somados. Discriminações *a* e *b*, assim como *c* e *d*, podem ser parte integrante uma da outra, apesar de serem medidas distintas. O objetivo principal aqui é representar os custos incorridos pelos diferentes agentes envolvidos com os projetos para auxiliar no processo político de definição de prioridades.

Apêndice Técnico

A seguir são formalizados os critérios econômicos analisados ao longo do texto da Seção 1. Esses critérios econômicos estão formulados nos princípios básicos da teoria econômica e podem ser encontrados na literatura específica. Em cada subseção oferecemos a indicação de algumas referências da literatura específica.

- *Valor da produtividade marginal*

A produtividade marginal de um fator específico, Pmg_x , é a variação da quantidade de produto que resulta da variação da quantidade desse insumo e pode ser expressa por $\partial F/\partial X$ (para variações contínuas) e $\Delta F/\Delta X$ (para variações discretas):

$$Pmg_x = \Delta F/\Delta X = \partial F/\partial X \quad (1)$$

Sendo p_Z o preço do produto $Z = F(X_1, X_2)$ e p_{X_1} e p_{X_2} os preços dos insumos X_1 e X_2 , a função lucro (π) seria:

$$\pi = p_Z Z - p_{X_1} X_1 - p_{X_2} X_2 = p_Z F(X_1, X_2) - p_{X_1} X_1 - p_{X_2} X_2 \quad (2)$$

O produtor ajusta o grau de utilização do seu insumo, e, portanto, também o nível de produção, ao objetivo de maximizar o seu lucro, de forma que a produtividade marginal de cada insumo se iguale a seu preço. Assim, admitindo que a variação de Z é marginal (ou seja, suficientemente pequena em relação ao tamanho do mercado do produto Z) e, portanto, não altera o seu preço, a variação do lucro em relação a uma variação dos insumos seria:

$$\partial \pi / \partial X_1 = p_Z \partial F / \partial X_1 - p_{X_1} = p_Z Pmg_{X_1} - p_{X_1} = 0 \quad \text{quando} \quad \partial X_2 = 0 \quad (3)$$

ou:

$$p_Z Pmg_{X_1} = p_{X_1}$$

e:

$$\partial \pi / \partial X_2 = p_Z \partial F / \partial X_2 - p_{X_2} = p_Z Pmg_{X_2} - p_{X_2} = 0 \quad \text{quando} \quad \partial X_1 = 0 \quad (4)$$

ou:

$$p_Z Pmg_{X_2} = p_{X_2}$$

Então, o valor do produto marginal de cada insumo ou fator de produção X_j ($VPmg_{X_j}$) é dado pelo seu respectivo produto marginal valorado pelo preço do bem produzido. Logo,

$$VPmg_{X_j} = p_Z Pmg_{X_j} \quad (5)$$

Suponha agora uma *função de produção* de Z, tal que o nível de produção de Z é dado pela seguinte expressão:

$$Z = F(X,E) \quad (6)$$

Onde X é um conjunto de insumos formado por bens e serviços privados e E representa um bem ou serviço ambiental gerado por um recurso ambiental que é utilizado gratuitamente, ou seja, seu preço de mercado p_E é zero. Note que E representa, assim, um valor de uso para na produção de Z.

Sendo p_Z e p_X os preços de Z e X, a função do lucro (π) na produção de Z seria:

$$\pi = p_Z Z - p_X X - p_E E = p_Z F(X,E) - p_X X \quad (7)$$

O produtor ajusta assim a utilização do seu insumo para maximizar o seu lucro. Admitindo que a variação de Z é marginal e, portanto, não altera seu preço, a variação de lucro seria:

$$\partial\pi/\partial X = p_Z \partial F/\partial X - p_X = 0 \quad (8)$$

e:

$$\partial\pi/\partial E = p_Z \partial F/\partial E \quad (9)$$

Ou seja, a variação de lucro do usuário de E é igual ao preço de Z multiplicado pela variação de Z quando varia E.

Admitindo que p_Z é conhecido, o valor econômico de E (VE_E) seria:

$$VE_E = p_Z \partial F / \partial E \quad (10)$$

Suponha agora um direito de uso da água que garanta VE_E para sempre. Logo o preço deste direito (P^*) seria:

$$P^* = VE_E / r \quad (11)$$

onde r é a relevante taxa desconto.

Esta subseção foi extraída de Seroa da Motta (1997a). Ver, também, Maler e Wyzga (1978) e Fisher (1984).

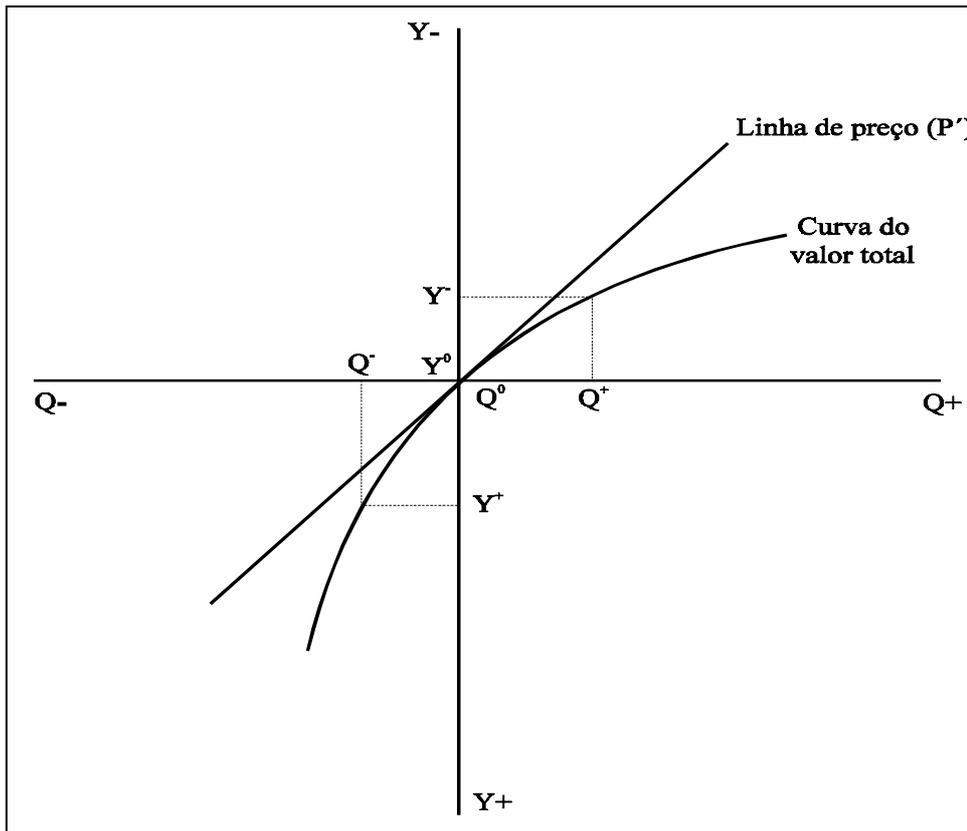
- *Disposição marginal a pagar*

Considere as medidas de disposição a pagar (DAP) e aceitar (DAA), relativas a alterações da disponibilidade de um recurso ambiental (Q), que mantém o nível de utilidade inicial do consumidor. Note que:

$$U(Q^0, Y^0) = U(Q^-, Y^+) = U(Q^+, Y^-) = U(Q^-, Y^+ DAA) = U(Q^+, Y^- DAP) \quad (1)$$

A expressão (1) apresenta diferentes pontos, com distintas combinações de renda e de provisão de recursos ambientais, que se encontram na mesma curva de indiferença relativa a um determinado nível de utilidade. Como a função de utilidade U não é observável existem métodos de valoração que permitem sua mensuração indireta [ver Seroa da Motta (1991 e 1997)].

Curva do Valor Total



Uma outra forma de visualizar a questão da valoração de recursos ambientais pode ser representada pela curva de valor total (CVT), que apresenta as variações de quantidades consumidas de bens e os seus valores.⁶⁰

A origem dessa curva representa a posição inicial do consumidor. No eixo horizontal estão representadas as variações de quantidades do bem E, cuja quantidade (Q) varia devido a uma ação governamental, como, por exemplo, um fluxo de bens e serviços ambientais. No eixo vertical está representada a renda do consumidor (Y) disponível para consumo de outros bens que não sejam E.

⁶⁰ Esta curva foi inicialmente apresentada em Brookshire, Randall e Stoll (1980).

Movimentos para a direita da origem indicam aumentos na quantidade consumida Q e para a esquerda indicam reduções nessa quantidade. Movimentos para cima da origem indicam reduções na renda e para baixo incrementos.

CVT é contínua e corta os quadrantes nordeste e sudoeste do gráfico passando pela origem. Sua curvatura reflete as taxas marginais de substituição entre E e os outros bens, tal qual nas curvas de indiferença, e a utilidade (satisfação) marginal decrescente do consumo. Seu segmento a nordeste reflete as quantidades que o consumidor estaria disposto a pagar (reduções na renda) para obter incrementos na quantidade consumida de E .

A sudoeste, o segmento da curva determina as quantidades positivas de “dinheiro” que o consumidor estaria disposto a aceitar (aumentos na renda) para decrementos na quantidade consumida de E . Podemos visualizar que $(Y^0 - Y^-)$ será a medida da DAP pela variação Q^0 até Q^+ e $(Y^+ - Y^0)$ será a da DAA pela variação de Q^0 até Q^- para manter o consumidor no seu nível de utilidade [ver, por exemplo, Randall (1987) e Seroa da Motta (1997a)].

- *Regra de preços públicos*

Se o benefício do consumo de um bem público que tem de ser maximizado de tal forma que o excedente (lucro) da sua exploração não seja negativo.⁶¹ Podemos agora definir uma função de utilidade indireta (v) com preços (p) e excedente (π), $v(p, \pi)$, que deve ser maximizada sujeita à seguinte restrição:

$$\pi(p) = p_i X_i(p) - c_i(p) \quad (1)$$

Logo a solução de otimização, utilizando multiplicadores de Lagrange, seria:

$$\partial v / \partial p_i + \mu X_i + \mu p_i \partial X_i / \partial p_i - \mu \partial c_i / \partial p_i \partial X_i / \partial p_i = 0 \quad (2)$$

Usando a identidade de Roy ($\partial v / \partial p_i = -\lambda X_i$), a expressão (2) pode ser reescrita por:

$$(\mu - \lambda) X_i + \mu ((p_i - \partial c_i / \partial p_i) \partial X_i / \partial p_i) = 0 \quad (3)$$

Multiplicando e dividindo (3) por $p_i / \mu X_i$ podemos obter:

$$p_i - \partial c_i / \partial p_i / p_i = p_i - \partial c_i / \partial p_i / p_i \partial X_i / \partial p_i X_i / p_i \quad (4)$$

Sendo $\partial X_i / \partial p_i X_i / p_i$ a elasticidade-preço da demanda (ϵ_i), então:

⁶¹ Caso possa ser negativo, a regra de preço igual a custo marginal seria adotada.

$$p_i - \partial c_i / \partial p_i / p_i = - (\mu - \lambda) / \mu \varepsilon_i \quad (5)$$

Esta é a regra de Ramsey de preços públicos. Note que estamos admitindo que as elasticidades cruzadas são nulas. Para uma análise mais detalhada de precificação de preços públicos, ver, por exemplo, Starret (1988) e Atkinson (1980).

- *Externalidades*

As externalidades estão presentes sempre que terceiros ganham sem pagar por seus benefícios marginais ou perdem sem ser compensados por suportarem o malefício adicional. Assim, na presença de externalidades, os cálculos privados de custos ou benefícios diferem dos custos ou benefícios da sociedade.

Assim, externalidade existe quando o bem-estar de um indivíduo é afetado, não só pelas suas atividades de consumo mas também pelas atividades de outros indivíduos. Logo:

$$U_j = [X_{1j}, X_{2j}, \dots, X_{nj} f(X_{mk})], j \neq k \quad (1)$$

onde X_i são as atividades dos indivíduos j e k , enquanto $f(X_{mk})$ é uma função da atividade X_{mk} de k que afeta a atividade X_{nj} de j .

As externalidades para as quais os indivíduos são indiferentes não representam uma questão econômica.⁶² Se, todavia, o indivíduo afetado j não é indiferente à atividade X_{mk} do indivíduo k e deseja que k modifique seu comportamento em relação a esta atividade, mas o preço desta externalidade não se realiza no mercado, então, esta externalidade é denominada externalidade Pareto-relevante.

Note que quando o preço da externalidade for estabelecido adequadamente, não será possível mais melhorar o bem-estar de j sem reduzir o bem-estar de k , mesmo que j assim o deseje, ou seja, o malefício residual imposto a j deixa de ser Pareto-relevante. Logo, externalidade Pareto-relevante é aquela que pode ser corrigida de tal forma que a parte afetada melhora seu nível de bem-estar sem reduzir o bem-estar da parte geradora da externalidade. Assim, somente nos interessa analisar as externalidades Pareto-relevantes que serão denominadas apenas externalidades. Isto porque, tal tipo de externalidade reduz o bem-estar dos indivíduos.

Externalidades positivas, benefícios externos, deveriam ter preços positivos por representarem benefícios não apropriadamente pagos: como, por exemplo, uma empresa desenvolve um método de produção ou administração de baixo custo que é absorvido gratuitamente por outra empresa ou quando um fazendeiro preserva uma área florestal que favorece gratuitamente a proteção do solo de outros fazendeiros.

⁶² Ou seja, $\partial U_j / \partial f(X_{mk}) = 0$. Todavia, é possível que os indivíduos não tenham a capacidade de perceber as perdas de bem-estar associadas ao uso do recurso no tempo.

Externalidades negativas, custos externos, deveriam ter preços negativos por significarem perda de utilidade. Exemplos de externalidades negativas são inúmeros, principalmente os de cunho ambiental. Um exemplo seria a degradação ou exaustão de recursos ambientais decorrentes das atividades de produção e consumo de certos bens que prejudicam a saúde humana e a produção de outros bens que também destroem a fauna e flora. São justamente esses tipos de deseconomias externas que serão objeto específico de nosso interesse daqui por diante.

Retornando aos princípios microeconômicos anteriormente discutidos, a restrição orçamentária de um indivíduo seria:

$$Y_j = \sum p_i X_{ij} \quad i=1, \dots, n \text{ e } i \neq m \quad (2)$$

onde Y_j é a renda do indivíduo j e p_i o preço da atividade X_i . Dado que j não influencia o nível da atividade X_{mk} que gera uma externalidade negativa, essa atividade não aparece na sua restrição orçamentária e, então, seu preço é efetivamente zero.

Para o indivíduo maximizar seu bem-estar, constitui condição necessária que a taxa marginal de substituição entre dois bens seja igual à relação dos preços desses bens. Como $f(X_{mk})$, a atividade geradora de externalidade negativa, tem utilidade marginal negativa e as atividades X_{ij} , por sua vez, apresentam utilidade marginal positiva, então p_i é positivo e o preço de $f(X_{mk})$ é negativo. Logo:

$$TSB_{X_{ij}, f(X_{mk})} = p_i / p_{f(X_{mk})} < 0 \quad (3)$$

Entretanto, se $p_{f(X_{mk})}$ é zero a condição de maximização de bem-estar é violada.

Se $p_{f(X_{mk})}$ for negativo, em vez de zero, influenciará tanto o indivíduo afetado como o gerador da externalidade. O indivíduo afetado, entretanto, teria um incentivo para suportar a externalidade, pois com preços negativos (recebimento de compensações, por exemplo) sua utilidade total aumentaria.

Já o indivíduo gerador da externalidade negativa teria um incentivo para reduzir essa deseconomia, pois sua renda diminui quando aumenta o nível da atividade $f(X_{mk})$ na medida em que tem de pagar (preço negativo).

Observe também que, mesmo negativo, cada nível de $p_{f(X_{mk})}$ determinará um nível de alocação de recursos. Logo, a determinação de $p_{f(X_{mk})}$ tem de refletir seu preço-eficiência. Podemos, assim, dizer que o preço-eficiência (ou preço-sombra) desses recursos ambientais deveria se igualar ao seu custo de oportunidade em relação aos outros bens da economia.

Externalidades são, então, manifestações de preços ineficientes. E essas manifestações são decorrentes geralmente de direitos de propriedade não completamente definidos, como se discutiu no caso dos bens públicos.

Assim, a observação dos princípios de não-exclusividade e não-rivalidade impedem que certos bens sejam transacionados em mercados específicos e, portanto, impossibilitando a transformação do seu valor em preços. O mercado valora adequadamente o bem em questão se o sistema de preços funcionar livremente e, para tanto, temos de trabalhar com bens que obedecem aos princípios básicos da rivalidade e da exclusividade. Dessa forma, a eficiência econômica exige que se assinale o “preço correto” aos recursos ambientais. Internalizando os custos (benefícios) ambientais mediante preços das externalidades nas atividades de produção ou consumo, é possível obter uma melhoria de eficiência com maior nível de bem-estar.

Esta subseção foi extraída de Seroa da Motta (1997a). Ver, também, Baumol e Oates (1988) e Randall (1987).

- *Taxas pigouvianas*

Na ausência de externalidades, o produtor maximiza sua produção igualando preço a custo privado marginal (Cmg). Agora suponha que uma cobrança da poluição (c^*) fosse cobrada equivalente ao dano ambiental derivado da produção de acordo com a função Dmg. Nesse caso, a expressão (7) da função de lucro seria assim:

$$\pi = p_Z Z - p_X Cmg(Z) - p_E Dmg(Z) \quad (1)$$

O produtor ajusta, assim, a sua produção ao nível Z^* para maximizar o seu lucro. Admitindo que a variação de Z é marginal e, portanto, não altera seu preço, o benefício marginal (Bmg), ou seja, a variação de lucro, seria:

$$\partial\pi/\partial Z = p_Z \partial Cmg/\partial Z + p_X Dmg(Z)/\partial Z = Bmg(Z^*) = Cmg(Z^*) + Dmg(Z^*) \quad (2)$$

ou:

$$Bmg(Z^*) = Cmg(Z^*) + c^*$$

Agora o nível Z^* representa um nível ótimo social de produção ao considerar os danos ambientais de Dmg via a cobrança c^* que seria uma taxa pigouviana [ver Hanley, Shogren e White (1997) e Baumol e Oates (1988)].

• *Custo-eficiência*

Para atender ao critério de minimização de custo, o problema seria o de minimizar os custos de controle (Cmg) dos usuários i , $\Sigma CCmg_i(a_i)$, sujeito a tal restrição:

$$X = \Sigma x_i = \Sigma (x_{0,i} - a_i) \text{ e } f(X) \leq S \quad (1)$$

onde a_i é o nível de controle do usuário i do a partir do ponto inicial $x_{0,i}$; $f(X)$ é a função de dispersão que transforma emissões individuais em concentrações ambientais; e S é o padrão ambiental politicamente desejado.

Logo a solução de otimização, utilizando multiplicadores de Lagrange, seria:

$$\partial CCmg_i(a_i^*)/\partial a_i = \lambda \partial f(X)/\partial X \quad (2)$$

Ou seja, o custo marginal de controle será igual para todos os usuários poluidores. O lado direito da expressão (2) seria o nível ótimo da cobrança (c^*) com o preço-sombra do padrão ambiental escolhido igual a λ .

Suponha agora um direito de uso da água que garanta VE_E para sempre. Logo o preço deste direito (P^*) seria:

$$P^* = \partial CCmg_i(a_i^*)/\partial a_i / r = c^* / r \quad (3)$$

onde r é a relevante taxa de desconto.

Se a emissão a_i , todavia, afeta outras zonas (outras bacias ou trechos da mesma bacia), há de se definir uma função de difusão (f) e padrões ambientais (S) para cada zona. Admita que existam n zonas i e m padrões ambientais. A restrição agora seria:

$$f_1(x_1, \dots, x_n) \leq S_1; \dots; f_m(x_1, \dots, x_n) \leq S_m \quad (4)$$

e:

$$a_i(x_{0,i} - x_i), \quad i=1, \dots, n \quad (5)$$

onde x_i representa a emissão agregada e a_i o controle agregado da zona i , considerando que existe um controle ótimo em cada zona por cobrança ou certificados.

A solução deste problema de minimização seria:

$$\begin{aligned} \partial CCmg_i(a_i^*)/\partial a_i = & \lambda_1 \partial f(x_{0,1} - a_1^*, \dots, x_{0,n} - a_n^*)/\partial x_i + \dots + \\ & + \lambda_m \partial f(x_{0,1} - a_1^*, \dots, x_{0,n} - a_n^*)/\partial x_i \end{aligned} \quad (6)$$

Assim, o nível de controle em cada zona deveria ser realizado até o ponto que o custo marginal de controle iguala a soma de todos os efeitos marginais no padrão ambiental de todas as zonas. Logo a cobrança em cada zona dependerá do nível de controle ótimo de todas as zonas. Tal conjunto de cobranças ótimas seria bastante complexo e com alta possibilidade de gerar preços ineficientes.⁶³

⁶³ Ver, por exemplo, Tietenberger (1996), Howe (1994) e Baumol e Oates (1988) para maiores detalhes desse *rationale* e Zylicz (1989) para uma demonstração de que as condições de eficiência dependem da linearidade da função de dispersão.

BIBLIOGRAFIA

- ANDRADE, T. A. *Aspectos distributivos na determinação de preços públicos*. Rio de Janeiro: IPEA, 1998.
- ATKINSON, A. B. *Lectures on public economics*. New York: MacGraw-Hill, 1980
- BAUMOL, W. J., OATES, W. E. *The theory of environmental policy*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.
- BELAUSTEGUIGOITIA, J. C., CONTRERAS, H., GUADARRAMA, L. *Market based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries*. Mexico, Nov. 1995 (Country Background Paper). By Huber, Ruitenbeek and Seroa da Motta, published by the World Bank, Washington, D.C., 1996.
- BRESSERS, H. T., SCHUDDEBOOM, J. *A survey of effluent charges and other economic instruments in Dutch environmental policy*. OECD, 1996.
- BROOKSHIRE, D. S., RANDALL, A., STOLL, J. R. Valuing increments and decrements in natural resource service flows. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 62, n. 3, 1980.
- CADIOU, A., TIEN DUC, N. *The use of pollution charges in water management in France*. OECD, 1995.
- CHAPUY, P. *Evaluation de l'efficacite et le l'efficiencie des systemmes de redevance de polltion de l'eau: etude de cas da la France, Direction de L'Environnement*. OECD, 1996, mimeo.
- COASE, R. The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, v.3, n.1, p. 1-44, Oct. 1960.
- CONTRERAS, H., HAZIN, L. S. *The wastewater effluent charge in Mexico*. Background paper for the UNEP-Compendium of Case Study Analysis on the Use and Application of Economic Instruments in Latin America. by Seroa da Motta, fev. 1996, mimeo.
- CRH. *Simulação pela cobrança pelo uso da água*. São Paulo, out. 1997. Relatório, versão preliminar.
- FERNANDEZ, J. C. *Projeto de implantação da cobrança pelo uso e poluição da água dos mananciais do Alto Paraguaçu e Itapicuru*. Salvador: Superintendência de Recursos Hídricos, jul. 1996 (Relatório).

- FISHER, A. C. *Resource and environmental economics*. Cambridge: Cambridge University Press, 1984.
- HANLEY, N., SHOGREN, J. F., WHITE, B. *Environmental economics: in theory and practice*. New York: Oxford University Press, 1997
- HOWE, C. W. Taxes versus tradable discharge permits: a review in the light of the U.S. and European experience. *Environmental and Resource Economics*, n.4, p.151-169, 1994.
- KACZMAREC, B. The use of economic instruments in water management in France. *Proceedings of the Workshop on the Use of Economic Instruments in Environmental Policies in China*. Beijing, 9-10 out., 1996.
- KELMAN, J. Gerenciamento de recursos hídricos. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, v.1, partes I e II. Vitória, 16-20 nov. 1997.
- KEMPER, K. E. *O custo da água gratuita*. Stockholm: Linkoping, 1997.
- KNAZAWA, M. T. Water subsidies, water transfers, and economic efficiency. *Contemporary Economic Policy*, v. XII, Apr. 1994.
- LANNA, A. E., PEREIRA, J. S. *Sacuarema — sistema de apoio a cobrança pelo uso da água e de recursos do meio ambiente*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRS, 1997, mimeo.
- MALER, K. G., WYZGA, R. E. *Economic measurement of environmental damage*. Paris: OECD, 1976.
- McNEELEY, J. A. Assessing methods for setting conservation priorities. *Investing in Biological Diversity: The Cairns Conference*. Paris: OECD, 1997.
- McNEELEY, J. A., MILLER, W. V., REID, R. A. *Conserving the world's biological diversity*. Switzerland: IUCN, 1991.
- MENDES, F. E., SEROA DA MOTTA, R. *Instrumentos econômicos para o controle ambiental do ar e da água: resenha da experiência internacional*. Rio de Janeiro: IPEA, maio 1997 (Texto para Discussão, 479).
- OECD. *OECD environmental performance reviews: Germany*. Paris, 1993.
- OECD. *Managing the environment: the role of economic instruments*. Paris, 1994.
- OECD. *Environmental taxes in OECD countries*. Paris, 1995.

- PERRINGS, C. A. *et alii*. Biodiversity conservation and economic development: the policy problem. In: Perrings, C.A. *et alii* (eds.). *Bidiversity conservation*. Kluwer Academic Publ., 1995.
- PLANAGUA. *Gestão de recurso hídricos na Alemanha*. Projeto Planagua, Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, GTZ, ago. 1997.
- RANDALL, A. *Resource economics: an economic approach to natural resource and environmental policy*. 2^{ed}. New York: John Wiley & Son, 1987.
- RIOS, B. M., QUIROZ, J. *The market for water rights in Chile: major issues*. The Washington, D.C.: World Bank, 1995 (World Bank Technical Paper, 285).
- RUDAS, G., RAMÍREZ, J. M. *Water pollution taxes in Colombia*. Background paper for the UNEP-Compendium of Case Study Analysis on the Use and Application of Economic Instruments in Latin America, by Seroa da Motta, fev. 1996, mimeo.
- SEROA DA MOTTA, R. *Manual de valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: IPEA/MMA, 1997a.
- _____. The role of economic criteria in biodiversity management. *Proceedings of the Biodiversity Monitoring Project*, Ibama-GTZ, Prinópolis, 22-26 de junho, 1997b.
- _____. Recent evolution of environmental management in the Brazilian public sector: issues and recommendations. In: EROCAL, D. (ed.). *Environmental management in developing countries*. Paris: OECD, 1991.
- SEROA DA MOTTA, R., MENDES, F. E. Instrumentos econômicos na gestão ambiental: aspectos teóricos e de implementação. *Economia Brasileira em Perspectiva – 1996*. Rio de Janeiro: IPEA/DIPES, 1996.
- SEROA DA MOTTA, R., RUINTENBEEK, J., HUBER, R. *Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações*. Rio de Janeiro: IPEA, out. 1996 (Texto para Discussão, 440).
- SOLOW, A., POLASKY, S., BROADUS, J. On the measurement of biological diversity. *Journal of Environmental Economics and Management*, v.24, p. 60-68, 1993.
- STARRET, D. A. *Foundations of public economics*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.

THAME, A. C. M., ASSIS, R. B., CAMOLESE, J. E. Desafios da gestão de recursos hídricos através dos comitês de bacias hidrográficas – o caso do Piracicaba, Capivari e Jundiaí. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, v.1. Vitória, p.16-20, nov. 1997.

TIETENBERGER, T. *Environmental and natural resource economics*. 4a.ed. New York: Harper Collins College Publishers, 1996.

WEITZMAN, M. L. On diversity. *Quarterly Journal of Economics*, v.107, p. 363-406, 1992.

ZYLICZ, T. *Marketable permits for synergistic pollutants, environmental and behaviour program*. Boulder: University of Colorado, 1989, mimeo.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)