

PROPOSTA DE UMA METODOLOGIA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA
VINCULADA À ESCASSEZ

Patrick Thadeu Thomas

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

Prof. Paulo Canedo de Magalhães, Ph. D.

Prof. Benedito Pinto Ferreira Braga Jr., Ph. D.

Prof. Cesar das Neves, D. Phil.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

AGOSTO DE 2002

THOMAS, PATRICK THADEU

Proposta de uma Metodologia de Co-
-brança pelo Uso da Água Vinculada à Es-
-cassez [Rio de Janeiro] 2002

XIV, 139 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ,
M.Sc. Engenharia Civil, 2002)

Tese – Universidade Federal do Rio de
Janeiro, COPPE

Cobrança pelo Uso da Água

I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

À Brigitte,
uma mãe dedicada e carinhosa,
uma amiga honesta e sempre presente,
um exemplo de fibra, determinação e caráter.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Paulo Canedo de Magalhães, por ter me apresentado à gestão de recursos hídricos e guiado meus passos iniciais de carreira nessa área fascinante.

Ao meu também orientador, professor José Paulo Soares de Azevedo, pelo apoio institucional, sem o qual esse trabalho não teria sido desenvolvido.

Às engenheiras do Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE, Fernanda Rocha Thomaz e Rosa Formiga-Johnsson, pela revisão cuidadosa de forma e conteúdo, bem como pelas inúmeras sugestões no desenvolvimento desse trabalho.

À doutoranda em economia da Universidade Johns Hopkins nos EUA, Monica Scatasta, pelas valiosas discussões, que deram grande contribuição ao entendimento do tema central dessa tese.

Ao doutorando em economia da Universidade de Colônia na Alemanha, Philipp Hartmann, pela criteriosa revisão do capítulo que trata dos aspectos econômicos relativos à cobrança pelo uso da água.

Ao engenheiro Flávio Lyra, do Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ, pela orientação em todos os aspectos relacionados ao Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul.

Aos alunos e professores da Área de Recursos Hídricos da COPPE, pelos conhecimentos recebidos e pela agradável convivência.

Aos amigos do Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE, pela motivação e apoio oferecidos durante todo o desenvolvimento deste trabalho.

À CAPES pela bolsa concedida, que foi muito importante para a viabilização desse projeto.

Ao bolsista ITI do CNPq, alocado ao projeto UFRJ-Hidro (convênio FINEP 1801/01) Otávio Campos, pela ajuda na revisão final.

Ao meu pai, Jeff, pelo auxílio financeiro durante o mestrado.

Finalmente, um agradecimento especial à minha querida Juliana, pelo seu amor, apoio e, principalmente, compreensão em todo o tempo que estive ausente, me dedicando a esse trabalho. E à sua família pelo empréstimo da casa no alto das montanhas de Petrópolis, que serviu como refúgio para a elaboração do texto.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

PROPOSTA DE UMA METODOLOGIA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA
VINCULADA À ESCASSEZ

Patrick Thadeu Thomas

Agosto/2002

Orientadores: José Paulo Soares de Azevedo

Paulo Canedo de Magalhães

Programa: Engenharia Civil

O objetivo central deste trabalho é propor uma nova metodologia de cobrança, que seja capaz de considerar, de forma precisa e abrangente, o impacto de um determinado usuário sobre os demais usuários da bacia hidrográfica.

Para quantificar esse impacto, é proposto um novo conceito denominado “escassez de outorga”, calculado com auxílio de um sistema de análise de outorgas que determina, para qualquer trecho da bacia, a vazão disponível para outorga.

Com a utilização da escassez, como base de cálculo do mecanismo de cobrança, pode-se adotar um único parâmetro para caracterizar qualquer uso da água em qualquer local da bacia. Desse modo, possibilita-se a adoção de uma base de cálculo única, e conseqüentemente, de um preço unitário único para todos os usos, simplificando, de forma significativa, o mecanismo de cobrança e facilitando a comparação entre os usuários.

A maior contribuição desta metodologia é o fato de ela conseguir “enxergar”, de forma precisa e abrangente, os impactos que um usuário causa aos outros usuários na bacia. Desta forma, a metodologia torna a cobrança pelo uso da água mais transparente, dando-lhe maior credibilidade e facilitando a sua aplicação.

Outra utilização bastante interessante do conceito da escassez é: a determinação de um indicador de sua tendência de variação. Esse indicador informa, com a frequência desejada, se a escassez de uma bacia, ou sub-bacia, está subindo ou descendo e ainda quantifica essa tendência.

Finalmente, para demonstrar a capacidade da metodologia de cobrança proposta de atender aos objetivos deste trabalho, simula-se a sua aplicação a alguns exemplos hipotéticos e a um caso real: a bacia do rio Paraíba do Sul.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

PROPOSAL OF A METHODOLOGY TO CHARGE FOR THE USE OF WATER
BASED ON SCARCITY

Patrick Thadeu Thomas

August/2002

Advisors: José Paulo Soares de Azevedo
Paulo Canedo de Magalhães

Department: Civil Engineering

This work's main objective is to propose a new methodology to charge for the use of water that considers, in a broad and precise manner, the impact of a specific water user over the other water users located in the river basin.

In order to quantify this impact it is herein proposed a new concept, called "scarcity of water permits", which is calculated with the support of a system of water permit analysis that determines the discharges available to water permit in any part of the basin.

Using scarcity as the basis for calculating the water charge mechanism, it is possible to use a single parameter to characterize any kind of water use anywhere in the river basin. This enables the use of only one calculation basis, and consequently, of only one unitary price for all kinds of use, thus simplifying significantly the charging mechanism and facilitating comparisons among users.

The capacity to discern, in a broad and precise manner, the impact of any water user over the other water users in the river basin, is the major contribution of this methodology. It makes charging for water use more transparent, increasing its credibility and facilitating its application.

Another very interesting use for the scarcity concept is the determination of its variation tendency indicator. This indicator informs, with the desired frequency, whether the scarcity of a chosen river basin is increasing or decreasing, and besides, it quantifies such tendency.

Finally, in order to demonstrate that the proposed water charge methodology responds to the objectives of this work, some simulations were undertaken for hypothetical cases, as well as for a real case: the Paraíba do Sul river basin.

AGRADECIMENTOS.....	iv
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
ÍNDICE.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
ÍNDICE DE TABELAS.....	xii
ÍNDICE DE QUADROS.....	xiv
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL.....	6
2.1 Breve Histórico.....	6
2.1.1 Velho Paradigma.....	6
2.1.2 Novo Paradigma.....	10
2.2 Os Instrumentos de Gestão da Nova Lei das Águas.....	21
2.2.1 Planos de Recursos Hídricos.....	21
2.2.2 Enquadramento.....	23
2.2.3 Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.....	24
2.2.4 Outorga.....	25
2.2.5 Cobrança.....	26
3 MECANISMOS DE COBRANÇA EXISTENTES.....	31
3.1 Estrutura Básica.....	31
3.2 Base de Cálculo.....	32
3.2.1 Vazão como parâmetro de caracterização do uso da água.....	32
3.2.2 Outros parâmetros de caracterização do uso da água.....	34
3.3 Preço Unitário.....	37
3.3.1 Metodologias de determinação do preço unitário com objetivo de financiamento.....	38
3.3.2 Metodologias de determinação do preço unitário com objetivo de incentivar a racionalização do uso da água, reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor.....	40
3.3.3 Mercado de Águas.....	48
3.3.4 Dois Exemplos Interessantes.....	51
3.4 Coeficientes.....	56
4 O PROBLEMA.....	60
4.1 Por que o impacto de um usuário sobre os outros deve ser considerado?.....	60
4.2 Tipo de uso.....	61

4.2.1	Captação.....	61
4.2.2	Consumo.....	63
4.2.3	Diluição.....	64
4.3	<i>Localização do usuário na bacia.....</i>	<i>67</i>
4.4	<i>Uso global da água no momento de análise do impacto.....</i>	<i>71</i>
5	METODOLOGIA PROPOSTA.....	74
5.1	<i>Um Novo Conceito: Escassez de Outorga.....</i>	<i>74</i>
5.2	<i>Formulação da Metodologia.....</i>	<i>80</i>
5.3	<i>Exemplos de Aplicação.....</i>	<i>81</i>
5.3.1	Tipo de Uso.....	84
5.3.2	Localização do usuário na bacia.....	90
5.3.3	Uso global da água no momento de análise do impacto.....	93
5.4	<i>Outras Aplicações da Escassez.....</i>	<i>98</i>
6	ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL.....	100
6.1	<i>Caracterização da Bacia.....</i>	<i>101</i>
6.1.1	Características Físicas.....	101
6.1.2	Disponibilidade Hídrica.....	105
6.1.3	Demanda de Água.....	105
6.1.4	Balanco Oferta x Demanda.....	106
6.1.5	Sistema de Gestão de Recursos Hídricos.....	108
6.2	<i>Metodologia de Cobrança do CEIVAP.....</i>	<i>110</i>
6.2.1	Metodologia Transitória de Cobrança.....	111
6.2.2	Proposta para a Evolução da Metodologia Transitória de Cobrança do CEIVAP.....	114
6.3	<i>Aplicação da Metodologia Proposta.....</i>	<i>116</i>
6.3.1	Cálculo da Escassez.....	116
6.3.2	Cálculo da Cobrança.....	119
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	125
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	129
	APÊNDICE A – ABREVIACÕES.....	134
	APÊNDICE B – MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL.....	136

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	- Inter-relação entre os instrumentos da PNRH	21
Figura 3.1	- Gráfico Benefício Total x Custo Total	42
Figura 3.2	- Gráfico Benefício Marginal x Custo Marginal	42
Figura 3.3	- Gráfico Benefício Marginal x Custo Marginal considerando os custos externos.	43
Figura 3.4	- Gráfico do custo marginal na análise de custo efetividade	47
Figura 3.5	- Curva de Custos Marginais de Abatimento para DBO na bacia do rio dos Sinos - RS Fonte: CÁNEPA et al (1999)	53
Figura 4.1	- Exemplo esquemático de uma bacia para análise do impacto relativo ao tipo de uso.	62
Figura 4.2	- Exemplo esquemático para análise do impacto do uso de captação de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia.	62
Figura 4.3	- Exemplo esquemático para análise do impacto do uso de consumo de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia.	64
Figura 4.4	- Exemplo esquemático para análise do impacto do uso de diluição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia.	65
Figura 4.5	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – Usuários U_2 e U_3 instalados no rio.	68
Figura 4.6	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a montante do usuário U_2 .	68
Figura 4.7	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a jusante do usuário U_3 .	69
Figura 4.8	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – usuário U_2 instalado no rio	69
Figura 4.9	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a montante do usuário U_2 .	70
Figura 4.10	- Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a jusante do usuário U_2 .	71
Figura 4.11	- Exemplo esquemático para avaliação da influência do uso global da água no momento de análise do impacto.	72

Figura 5.1	- Discretização do rio do exemplo esquemático em 10 trechos.	82
Figura 5.2	- Valores de escassez de captação, consumo, diluição de DBO e escassez global	84
Figura 5.3	- Determinação da escassez causada por um usuário que consome 7 m ³ /s no trecho quatro.	85
Figura 5.4	- Determinação da escassez causada por um usuário que capta 7 m ³ /s no trecho quatro.	87
Figura 5.5	- Determinação da escassez causada por um usuário que aloca 7 m ³ /s para diluição no trecho quatro.	88
Figura 5.6	- Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza 5 m ³ /s para consumo no trecho um, situado na foz do rio.	91
Figura 5.7	- Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza 5 m ³ /s para consumo no trecho dez, situado na cabeceira do rio.	92
Figura 5.8	- Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza 5 m ³ /s para diluição de DBO no trecho dez.	94
Figura 5.9	- Determinação da escassez causada por dois usuários instalados no rio: um que utiliza 5 m ³ /s para diluição no trecho dez e outro que utiliza 7 m ³ /s para consumo no trecho quatro.	95
Figura 5.10	- Indicador de tendência de variação da escassez.	98
Figura 6.1	- Mapa da bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul (LABHID, 2002a)	103
Figura 6.2	- Cobertura vegetal e uso do solo na bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Livro da Bacia (CEIVAP, 2001)	104

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1	- Carga de DBO e custos marginais de abatimento por setor, na bacia do rio dos Sinos - RS. Fonte: CÁNEPA <i>et al</i> (1999).	52
Tabela 4.1	- Resumo dos impactos de um usuário sobre os outros, relativas a cada tipo de uso da água.	67
Tabela 5.1	- Planilha de determinação da base de cálculo da cobrança nos exemplos hipotéticos.	83
Tabela 5.2	- Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança entre os usos de 7 m ³ /s para captação, consumo e diluição de DBO, no trecho quatro.	90
Tabela 5.3	- Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança entre os usos de 5 m ³ /s na foz e na cabeceira da bacia.	93
Tabela 5.4	- Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança em função do uso global da água no momento de análise do impacto.	96
Tabela 6.1	- Resumo da demanda hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul, segundo estimativas do Plano de Recursos Hídricos (LABHID, 2002a).	105
Tabela 6.2	- Dez maiores usuários de captação de água da bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ	106
Tabela 6.3	- Dez maiores usuários de lançamento de carga de DBO da bacia do rio Paraíba do Sul. Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ	106
Tabela 6.4	- Dez parâmetros com maiores índices de violação de classe médios para a bacia. Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ	107
Tabela 6.5	- Programa de investimentos da bacia do rio Paraíba do Sul Fonte: CEIVAP (2001) e cálculos do autor.	109
Tabela 6.6	- Projeto inicial de investimentos na bacia do rio Paraíba do Sul Fonte: CEIVAP (2001).	110
Tabela 6.7	- Resumo das Simulações Sobre o Potencial de Arrecadação Anual com a Cobrança pelo Uso da Água (Saneamento e Industrial).	114
Tabela 6.8	- Valores da Escassez para a bacia do rio Paraíba do Sul	118

Tabela 6.9	- Usuários selecionados para aplicação da metodologia de cobrança proposta. Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ.	120
Tabela 6.10	- Parcelas da escassez relativas a alguns usuários da bacia do rio Paraíba do Sul.	121
Tabela 6.11	- Aplicação da metodologia proposta de cobrança pelo uso da água para alguns usuários da bacia do rio Paraíba do Sul.	122
Tabela 6.12	- Comparação entre os valores calculados para a cobrança pela metodologia proposta e pela metodologia vigente na bacia do rio Paraíba do Sul.	123
Tabela 6.13	- Aplicação da metodologia de cobrança pelo uso da água vigente na bacia do rio Paraíba do Sul.	123

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 5.1	- Equações e conceitos utilizados na determinação da disponibilidade líquida de outorga (Q_L). Fonte: Adaptado de LYRA et al (2001).	79
Quadro 5.2	- Descrição das colunas da planilha de cálculo da escassez.	83
Quadro 6.1	- Proposta de evolução da metodologia de cobrança do CEIVAP.	115

1 INTRODUÇÃO

Determina-se o valor econômico de um bem pela relação entre a oferta e a procura por esse bem no mercado. Quando a oferta é maior que a procura, o valor do bem tende a diminuir mas, quando a oferta é menor que a procura, o bem torna-se mais escasso e o seu valor tende a aumentar.

Contudo, a água no Brasil é um bem público, inalienável, e não pode ser negociada no mercado. Logo, o seu valor não pode ser determinado pela relação entre oferta e procura. Resta então a pergunta: como determinar o valor da água?

Essa é uma pergunta difícil de ser respondida. Entretanto, a sua resposta pode, e deve, passar pela determinação da escassez da água. Quanto maior for a escassez da água, maior tenderá a ser o seu valor. E, com base no conceito de escassez, desenvolve-se a proposta de metodologia de cobrança pelo uso da água apresentada nesse trabalho.

A primeira etapa do desenvolvimento desse trabalho constitui-se da revisão da estrutura dos mecanismos de cobrança existentes em outros países do mundo, analisando a sua inter-relação com a nova política de recursos hídricos do Brasil e procurando definir pontos que possam ser aperfeiçoados.

Estrutura dos Mecanismos de Cobrança Existentes

A estrutura dos mecanismos de cobrança existentes constitui-se, em geral, de três partes: a base de cálculo, o preço unitário e os coeficientes. A base de cálculo é determinada em função do uso da água. Normalmente, o parâmetro para caracterizar o uso quantitativo é a vazão e para caracterizar o uso qualitativo, a carga de poluentes lançada. No Brasil, no

entanto, propõe-se uma abordagem pioneira, que visa integrar gestão de quantidade com gestão de qualidade, através da “transformação” de carga lançada em vazão de diluição.

Já o preço unitário é determinado em função dos objetivos da cobrança, que no Brasil foram definidos como: obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos; incentivar a racionalização do uso da água; e reconhecer a água como bem econômico dando ao usuário uma indicação de seu real valor. Da análise das principais teorias econômicas de formação do preço da água, que visam atender a esses objetivos, percebe-se que há diversas limitações para a sua aplicação. Entretanto, destacam-se duas limitações, que dizem respeito à aplicação dessas teorias ao caso específico da água: a complexidade para caracterizar a dinâmica da poluição em uma bacia hidrográfica; e a interligação entre os seus trechos.

Com relação aos coeficientes, observou-se que a sua criação resultou da necessidade de adaptação da estrutura de cobrança para atender a uma série de objetivos específicos, como diferenciar a cobrança em função do tipo de uso, da localização do usuário, etc. Contudo, apesar dos coeficientes serem amplamente utilizados, nem sempre são quantificados de forma precisa sendo, por vezes, determinados através de negociações políticas. Dependendo da quantidade e da forma como forem empregados os coeficientes, pode-se ter significativas alterações no valor final da cobrança, podendo fazer o mecanismo de cobrança perder transparência e, conseqüentemente, credibilidade.

Finalmente, após a análise da estrutura dos mecanismos de cobrança existentes e dos pontos que nela poderiam ser aperfeiçoados, selecionou-se um ponto específico que deu origem ao objetivo central da tese.

Objetivos

O objetivo central deste trabalho é: **propor uma nova metodologia de cobrança, que seja capaz de considerar, de forma precisa e abrangente, o impacto de um determinado usuário sobre os demais usuários da bacia hidrográfica.**

Esse objetivo central desmembra-se em diversos objetivos específicos que são: diferenciar a escassez e, conseqüentemente, a cobrança em função do tipo de uso da água, da localização do usuário na bacia e do uso global da água no momento de análise; internalizar, na base de cálculo da cobrança, os coeficientes multiplicadores; e simplificar a metodologia de cobrança para facilitar o seu entendimento pelos usuários e tomadores de decisão, dando-lhe transparência e credibilidade.

Construção da metodologia

A base conceitual para construção da metodologia aqui proposta é o impacto que um usuário causa aos demais usuários na bacia. Esse impacto pode ser de ordem hidrológica, econômica, política ou social. Devido à complexidade do assunto e à magnitude de tal avaliação, este trabalho concentra-se na análise do impacto hidrológico.

Entende-se impacto hidrológico, ou apenas impacto, como a indisponibilização de vazões causada por um determinado usuário aos demais usuários na bacia. Logo, o conjunto das vazões indisponibilizadas por um determinado usuário, a montante e a jusante do trecho onde esteja localizado, definirá o seu impacto.

Para quantificar esse impacto, é proposto um conceito denominado “escassez de outorga”. A escassez de outorga, ou simplesmente escassez, é definida pela relação entre a vazão outorgada e a vazão outorgável. Com isso, em uma bacia onde nenhuma vazão tiver sido outorgada, a escassez será igual a zero. Já em outra bacia, onde todas as vazões disponíveis já tiverem sido outorgadas, a escassez será igual a 100% ou 1. Portanto, quanto maior for a quantidade de vazões outorgadas na bacia, maior será a escassez dessa bacia.

Para calcular a escassez, utiliza-se um sistema de análise e concessão de outorgas que determina, para qualquer trecho da bacia, a vazão disponível para outorga. Analisando a variação na disponibilidade de outorga, em todos os trechos da bacia, causada pela entrada de um novo usuário, pode-se determinar o seu impacto sobre a escassez da bacia. Como há diferentes tipos de uso da água na bacia (captação, consumo e diluição

de poluentes), deve-se considerar, no cálculo da escassez, as outorgas relacionadas a cada um desses tipos de uso.

Como a metodologia de cobrança aqui proposta utiliza a escassez como nova base de cálculo, o valor final da cobrança, para um determinado usuário, é definido pela multiplicação da escassez, por ele causada, pelo preço unitário da escassez na bacia. O preço unitário da escassez também é um conceito novo, proposto nesse trabalho, e o seu valor deverá ser definido pelo comitê de bacia.

Finalmente, para demonstrar a capacidade da metodologia de cobrança proposta de atender aos objetivos deste trabalho, simulou-se a sua aplicação a alguns exemplos hipotéticos e a um caso real: a bacia do rio Paraíba do Sul.

Estruturação dos Capítulos

O capítulo dois trata da gestão dos recursos hídricos no Brasil, sendo dividido em duas seções: breve histórico e instrumentos de gestão da nova lei das águas. A primeira seção fornece uma revisão dos principais aspectos legais e institucionais da gestão de recursos hídricos no Brasil, dando destaque para aqueles que têm importância no contexto desse trabalho. A segunda descreve em detalhes os instrumentos da nova lei das águas, com destaque para a outorga de direitos de uso e a cobrança pelo uso da água.

O capítulo três analisa a estrutura dos mecanismos de cobrança existentes procurando identificar os pontos que nela podem ser aperfeiçoados e abordando: os parâmetros normalmente utilizados na base de cálculo; as principais teorias econômicas de formação de preços da água; e os coeficientes multiplicadores utilizados. Essa análise é costurada com as definições da nova política de gestão de recursos hídricos do Brasil.

No capítulo quatro, é abordado em profundidade o problema central da tese: como caracterizar o impacto que um usuário causa aos demais usuários na bacia. Na primeira seção do capítulo são apresentadas as razões pelas quais esse impacto é um problema e por que deveria ser considerado nas metodologias de cobrança. Em seguida, na seção dois, é formulado o pressuposto de que esse impacto pode variar em função do tipo de

uso da água, da localização do usuário na bacia e do uso global da água no momento de análise desse impacto. Nos itens seguintes analisa-se esse pressuposto com base em exemplos hipotéticos.

O capítulo cinco descreve a metodologia de cobrança proposta neste trabalho. Primeiramente, apresenta-se o conceito da escassez de outorga, a forma como ela é calculada e a sua ligação com o mecanismo de cobrança. Em seguida, são apresentados exemplos hipotéticos de aplicação da metodologia. Ainda nesse capítulo, apresenta-se uma outra aplicação muito interessante do conceito da escassez: a determinação de um indicador de sua tendência de variação.

O capítulo seis constitui-se da aplicação da metodologia proposta a um caso real: a bacia do rio Paraíba do Sul.

Finalmente, no capítulo sete são apresentadas as conclusões e recomendações do trabalho e, em seguida, as referências bibliográficas.

Além disso, há ainda dois apêndices. Um contempla alguns métodos econômicos citados no capítulo três e o outro a lista das abreviações utilizadas no texto.

2 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

Este capítulo apresenta o contexto em que se insere o tema central desta tese: a cobrança pelo uso da água. Inicialmente apresenta-se um breve histórico da gestão de recursos hídricos no Brasil, procurando destacar os pontos que têm importância no trabalho. Em seguida, descreve-se, em detalhes, os instrumentos da nova política de gestão de recursos hídricos do Brasil, dando ênfase à outorga de direitos de uso e à cobrança pelo uso da água.

2.1 Breve Histórico

A gestão de recursos hídricos no Brasil pode ser dividida em duas fases. A primeira inicia-se em 1934, ano em que foi promulgado o Código de Águas, e estende-se até 1988, quando da promulgação da nova Constituição Federal. Nesta fase prevaleceu um modelo de gestão de recursos hídricos setorial, centralizado e insuficiente (Velho Paradigma). A segunda fase inicia-se após a promulgação nova Constituição Federal em 1988, e estende-se até os dias atuais. A nova fase caracteriza-se por um novo paradigma de gestão de recursos hídricos, baseado na gestão descentralizada e participativa, no uso múltiplo, na bacia hidrográfica como unidade de planejamento e no valor econômico da água.

2.1.1 Velho Paradigma

No início do século passado, o desenvolvimento do setor elétrico, impulsionado pelo desenvolvimento industrial, gerou uma demanda por um marco regulatório que lhe desse amparo. Essa marco foi criado através da promulgação, após 27 anos de tramitação no Congresso Nacional, do decreto 24.643 de 10/07/1934, denominado

Código de Águas. Este documento é considerado extremamente avançado para a sua época pois continha elementos de conceitos atuais como o princípio usuário-pagador e o princípio poluidor-pagador. Merecem destaque alguns pontos do Código de Águas:

- *Propriedade privada da água (Art. 8)*

As águas privadas eram as águas situadas em terrenos particulares quando não estivessem classificadas entre os outros tipos de propriedade (águas públicas - de uso comum ou dominicais e águas comuns).

- *Dominialidade da União, dos Estados e dos Municípios (Art. 29)*

As águas públicas de uso comum poderiam pertencer à União, quando banhassem mais de um Estado, aos Estados, quando banhassem mais de um Município, e aos Municípios, quando se situassem exclusivamente em seu território.

- *“O uso comum das águas pode ser gratuito ou retribuído” (Art.36, § 2º)*

O uso retribuído da água caracteriza o princípio do usuário-pagador, um conceito extremamente moderno para a época de criação do Código de Águas.

- *“As águas públicas não podem ser derivadas para as aplicações da agricultura, indústria e da higiene sem a existência de concessão ou autorização administrativa” (Art. 43) e “As concessões ou autorizações para derivação que se destine à produção de energia hidrelétrica serão outorgadas pela União” (Art. 63)*

Ou seja, quem quisesse fazer uso do recurso hídrico deveria obter concessão do poder público. Trata-se da instituição da outorga pelo uso da água.

- *“Os trabalhos para a salubridade das águas serão executados à custa dos infratores...” (Art. 110) e “Os agricultores ou industriais deverão indenizar a União, os Estados, os Municípios, as corporações ou os particulares caso estes sejam lesados pela inquinação (poluição) causada pelos primeiros” (Arts. 111 e 112)*

A indenização aos afetados pelo lançamento de poluição nos corpos hídricos integra o conceito do poluidor-pagador, extremamente moderno para a época de promulgação do Código de Águas.

Contudo, a falta de regulamentação de muitos aspectos impediu que o Código de Águas se tornasse eficaz, com exceção das partes de interesse do setor de geração hidrelétrica (BARTH,1999). Desta forma, conceitos inovadores como usuário-pagador, poluidor-pagador e uso múltiplo não foram colocados em prática.

O que ocorreu na prática foi a predominância do setor elétrico sobre os demais setores (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo). Isto ficou claro com a criação do DNAEE¹ em 1968, órgão federal responsável pelo setor elétrico, que assumiu o controle quase que absoluto sobre a gestão de recursos hídricos, principalmente nas regiões úmidas do Brasil (Idem). Nas regiões semi-áridas, o controle sobre a gestão de recursos hídricos foi exercido principalmente por outro órgão federal, o DNOCS, que era o responsável pelas políticas de combate à seca. O DNOCS adotou, como principal solução para a escassez de recursos hídricos, o aumento da oferta, materializado na construção de milhares de reservatórios, ou açudes (KEMPER, 1997). Contudo, como ressalta a autora, o aumento da oferta mostrou-se como uma solução parcialmente bem-sucedida. Com a limitação de recursos financeiros, a dificuldade de se encontrarem novos locais para a construção de açudes e o aumento da competição pela água torna-se impossível resolver o problema da falta da água apenas aumentando a oferta.

Devido à ausência da regulamentação dos aspectos de qualidade de água do Código de Águas, os Estados começaram, na década de 70, a legislar sobre o tema (BARTH, 1999). Já as intervenções federais no controle da poluição hídrica foram limitadas à introdução de ferramentas regulatórias como a resolução n.º 20/86 do CONAMA que trata da classificação das águas segundo seus usos prioritários e estabelece padrões de qualidade para essas classes (CONAMA, 1986). Surgiram, às vezes, conflitos entre as decisões relacionadas à gestão de qualidade de água a nível federal e estadual, em função da coexistência de ferramentas regulatórias.

¹ A descrição desta abreviação e de outras ao longo do texto encontram-se reunidas no apêndice A.

Também na década de 70, foram criadas agências estaduais de gestão ambiental como CETESB, em São Paulo, e FEEMA, no Rio de Janeiro, que dispunham inicialmente de uma forte base institucional e legal para dar suporte às suas atividades. Em nível federal foi criada também uma agência ambiental, o IBAMA, que priorizou principalmente a proteção dos recursos naturais e os programas de conservação. Porém, na prática, foram as agências estaduais as responsáveis pela gestão da qualidade de todas as águas do país, independentemente de sua dominialidade (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo).

A coexistência, em nível federal e estadual, de agências responsáveis pela gestão da qualidade da água, e de agências responsáveis pela gestão da quantidade de água (DNAEE e DNOCS, em nível federal e, por exemplo, SERLA, no Rio de Janeiro e DAEE, em São Paulo), contribuiu para separar ainda mais as gestões de quantidade e qualidade de águas no Brasil.

Em suma, a falta de regulamentação do Código de Águas acrescida ao desenvolvimento da legislação ambiental e criação de diferentes agências consolidaram a dicotomia entre a gestão de quantidade e a gestão de qualidade das águas no Brasil (BARTH, 1999).

Atualmente, as agências estaduais responsáveis tanto pela gestão de qualidade como pela gestão de quantidade de água sofrem com a falta crônica de recursos financeiros e técnicos para exercerem as suas funções de controle e polícia das águas (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo).

Em resumo, o velho paradigma caracterizou-se principalmente por uma gestão setorial, centralizada e insuficiente. Setorial porque privilegiou o setor elétrico em detrimento dos outros setores, separou a gestão de quantidade da gestão de qualidade e não promoveu a integração entre águas superficiais e águas subterrâneas, deixando estas últimas em segundo plano. Centralizada porque o planejamento, a alocação de recursos e a tomada de decisões relacionados aos recursos hídricos eram controlados por

agências federais, como DNAEE e DNOCS ou estaduais, como DAEE e SERLA, onde a prioridade era dada a grandes usuários públicos. Os municípios, os usuários privados e a sociedade civil foram geralmente deixados fora do processo de tomada de decisões. Finalmente, a gestão era ainda insuficiente porque os recursos técnicos, administrativos e financeiros não eram capazes de sustentar as atividades de planejamento, regulação e monitoramento reduzindo com isso a capacidade do Estado em promover o uso racional da água (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo).

2.1.2 Novo Paradigma

Os primeiros passos para o rompimento com o velho paradigma ocorreram nas décadas de 40 e 50 com a implantação do modelo de gestão do Tennessee Valley Authority (TVA) nas bacias do rio São Francisco e Paraíba do Sul. Em 1978, as novas idéias que predominavam entre os especialistas levaram à criação do CEEIBH, e de mais de 10 comitês executivos nas bacias mais críticas do país, nos anos seguintes. O comitê executivo da bacia do rio Paraíba do Sul (CEEIVAP) era um dos mais ativos na época (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo). Deve-se ressaltar, segundo as mesmas autoras, o importante papel exercido pela Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), promovendo a discussão e disseminação das novas idéias.

Contudo, neste trabalho, considera-se o início da nova fase somente a partir da nova Constituição Federal de 1988 pois, a partir daí, as novas idéias começaram a ser implementadas de fato.

Após a Constituição de 1988, foram criados outros marcos legais significativos para a gestão de recursos hídricos, são eles: a Lei 9.433, denominada Lei das Águas, a Lei 9.984 ou “Lei da ANA” e as Leis estaduais de águas. Atualmente está em tramitação no Congresso Nacional o Projeto de Lei 1.616, que visa regulamentar parte da Lei 9.433.

Conforme FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA (no prelo), o novo modelo de gestão de recursos hídricos no Brasil foi, em grande parte, baseado no modelo francês, centrado no conjunto comitê de bacia / agência de bacia, onde o comitê é o fórum de

negociação e de tomada de decisão e a agência, o seu braço executivo e de apoio técnico.

A seguir são descritos alguns dos novos conceitos de gestão de recursos hídricos com base em cada um dos marcos legais citados anteriormente.

Nova Constituição Federal

Em 1988, foi promulgada a Constituição Federal que modificou em vários aspectos o texto do Código de Águas e determinou em seu art. 21, inciso XIX, que a União iria instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Entre as alterações inseridas pela nova constituição na legislação de águas destaca-se aquela referente à dominialidade das águas. Foram extintos os domínios privado e municipal e todas as águas passaram a ser de domínio público, dividindo-se em águas de domínio da União e de domínio dos Estados. São de domínio da União, as águas que banhem mais de uma Unidade Federativa, sirvam de fronteira entre Unidades Federativas ou entre o Brasil e outro país e ainda, aquelas que provenham de um país vizinho ou para ele se estendam. São águas de domínio dos Estados e do Distrito Federal aquelas que tenham sua nascente e foz dentro de uma mesma Unidade Federativa. As águas subterrâneas, segundo a nova constituição, são todas de domínio estadual.

Contudo, há uma ressalva para águas de domínio Estadual cuja disponibilização seja oriunda de obras da União, como muitos açudes construídos por órgãos federais, no semi-árido nordestino. Nestes casos, legalmente, a água dentro do açude estaria sob domínio federal e a jusante, sob domínio Estadual. No entanto, na prática, isso é de difícil implementação pois a quantidade de água a jusante do açude (domínio estadual) depende da quantidade de água liberada pelo açude, operado por uma agência federal (KEMPER, 1997).

Destaca-se também a instituição da bacia hidrográfica como unidade de gestão de Recursos Hídricos. Como algumas bacias hidrográficas possuem rio principal de

domínio da União, como a Bacia do Rio São Francisco por exemplo, a União e os Estados deverão articular-se para gerenciar os recursos hídricos de interesse comum². Segundo BARTH (1999), a dupla dominialidade será a principal dificuldade que o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos irá enfrentar, como de fato vem se intensificando atualmente.

Lei 9.433 – Lei das Águas

Em 1997, após cinco anos de tramitação no Congresso e discussão intensa com envolvidos e interessados pela gestão das águas, foi sancionada a Lei Federal 9.433, ou “Lei das Águas”. A Lei das Águas regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, instituindo a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH). A PNRH baseia-se nos fundamentos e princípios descritos a seguir, que em sua maioria também estão previstos nas leis estaduais de águas.

- *a água é um bem de domínio público*

Como instituído pela Constituição Federal de 1988, não existe mais a dominialidade privada prevista no Código de Águas.

- *a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico*

Este fundamento é um indutor do uso racional e serve de base para a instituição da cobrança pelo uso da água bruta.

- *em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais*

Este princípio garante o acesso à água para abastecimento humano em caso de escassez. É a primeira regra formal de alocação de água em casos de estresse hídrico.

- *a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas*

Este fundamento preconiza o acesso à água em condições de igualdade para todos os setores usuários, rompendo o arranjo tradicional no Brasil em que o

² Art. 4 da Lei 9.433.

setor elétrico teve prioridade de acesso aos recursos hídricos (GARRIDO, 1999).

- *a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*

Devido ao caráter dinâmico dos recursos hídricos e às inter-relações entre os usuários, onde a ação de um pode impactar outro, situado a quilômetros de distância, a adoção da bacia como unidade de planejamento constitui-se na opção mais adequada tecnicamente para a gestão dos recursos hídricos³. No entanto, como dito anteriormente, devido à existência de rios federais e rios estaduais dentro de uma mesma bacia, a articulação entre Estados e União pode ser a principal dificuldade a ser enfrentada na gestão de recursos hídricos no Brasil.

- *a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades*

A filosofia por trás da gestão descentralizada é de que tudo que pode ser decidido em níveis hierárquicos mais baixos do governo não será resolvido por níveis mais altos dessa hierarquia (princípio da subsidiaridade). A participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades no processo decisório garante maior legitimidade a todo o sistema.

A Nova Política Nacional de Recursos Hídricos busca os seguintes objetivos:

- *Assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;*
- *A utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;*

³ Para regiões áridas e planícies de inundação esta afirmação deve ser adotada com restrições. Nestas regiões a disponibilidade hídrica normalmente é garantida através da construção de estruturas hidráulicas como açudes e canais e nem sempre o recorte da bacia hidrográfica abrange todos os usuários que se beneficiam destas estruturas. Neste caso seria mais adequado adotar outro recorte como por exemplo o da *bacia social* que é delimitada por atores com preocupações sociais e econômicas comuns, conforme sugerido por KEMPER (1997).

- *A prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.*

Para atingir tais objetivos, são propostos pela lei cinco instrumentos de gestão: plano de recursos hídricos, outorga de direitos de uso, cobrança pelo uso da água, enquadramento dos corpos d'água em classes de uso e sistema de informações sobre recursos hídricos. Estes instrumentos serão discutidos em detalhes no item 2.2.

Finalmente, a Lei 9.433 criou um novo sistema para o gerenciamento dos recursos hídricos, composto pelas seguintes estruturas:

Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)

O Conselho Nacional é o órgão mais elevado na hierarquia do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Cabe a ele, entre outras coisas, decidir sobre as grandes questões do setor, arbitrar em última instância administrativa os conflitos existentes entre Conselhos Estaduais, aprovar propostas de instituição de Comitês de Bacia, estabelecer critérios gerais para a outorga e cobrança e deliberar sobre os assuntos de cobrança encaminhados pelos comitês. O CNRH é composto por 15 representantes do Poder Executivo Federal, 5 dos Conselhos Estaduais, 6 dos usuários e 3 das organizações civis. O número de representantes do Poder Executivo Federal não pode exceder à metade mais um do total dos membros do Conselho.

Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal

Os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal possuem atribuições semelhantes ao Conselho Nacional em nível estadual. A definição de suas atribuições é feita através das Leis Estaduais de Recursos Hídricos.

Comitês de Bacias Hidrográficas

Os comitês de bacias hidrográficas constituem-se no fórum de decisão dos assuntos relacionados à água, sendo, desta forma, uma espécie de “parlamento das águas”. Possuem poder deliberativo e devem, entre outras atribuições, aprovar o Plano de Recursos Hídricos da Bacia, arbitrar em primeira instância conflitos pelo uso da

água, estabelecer mecanismos de cobrança e sugerir valores a serem cobrados. Apesar das experiências anteriores de colegiados de bacia, os comitês propostos pela Lei das Águas têm poderes deliberativos e propõem uma estrutura totalmente nova na realidade institucional brasileira ao permitir a participação de outros atores da sociedade, como usuários e entidades civis, no processo de tomada de decisão.

Os comitês são compostos por representantes da União, dos Estados, dos Municípios, dos usuários e de entidades civis cuja área de atuação se situe dentro da bacia. A composição dos comitês sob jurisdição federal foi definida pela Resolução n.º 5 do CNRH da seguinte maneira: membros dos Poderes Executivos da União, Estados, Distrito Federal e Municípios – máximo de 40%; usuários de água – máximo de 40% e sociedade civil – mínimo de 20%. Os comitês estaduais seguem as regras específicas das legislações estaduais. Um exemplo de comitê em atuação é o CEIVAP, que possui 60 membros, sendo 21 do Poder Público, 24 dos setores usuários e 15 da sociedade civil.

Agências de Água

As agências de água funcionam como braço executivo e técnico dos Comitês de Bacia, cabendo a elas executar as decisões dos comitês. Destacam-se entre suas atribuições, efetuar a cobrança pelo uso da água, mediante delegação do poder outorgante e gerenciar ou acompanhar a aplicação dos recursos arrecadados.

Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais, cujas competências se relacionam com a gestão de recursos hídricos

Estes órgãos continuam a ter grande importância na nova estrutura de gestão dos recursos hídricos. Deverão atualizar-se com o novo modelo de gestão de recursos hídricos e articular-se com os novos arranjos institucionais⁴ que foram criados. Cabe destacar a criação de novas instituições tais como a ANA, em nível federal, e a COGERH, no estado do Ceará.

⁴ Define-se arranjo institucional como o conjunto de regras e regulamentos que, em conjunto com os atores, compõem o quadro institucional. Os arranjos institucionais podem ser formais, como as leis e a constituição ou informais, como os costumes e os códigos de conduta (KEMPER, 1997).

Leis Estaduais

A maioria dos Estados brasileiros já possui lei de recursos hídricos. No entanto, a época de promulgação varia entre os Estados. Estados como São Paulo e Ceará promulgaram suas leis em 1991 e 1992, enquanto que outros, como Pernambuco e Rio de Janeiro, só vieram a promulgar suas leis em 1997 e 1999. Como alguns Estados promulgaram suas leis antes da promulgação da Lei Federal das Águas, suas experiências pioneiras tiveram grande influência na elaboração da Lei nacional, notadamente a experiência no Estado de São Paulo. Atualmente, o Estado mais adiantado na implementação do novo modelo é o Ceará que, apesar de ter promulgado sua lei depois de São Paulo, já o ultrapassou, sendo, inclusive, o único estado brasileiro a ter implementado a cobrança pelo uso da água. (FORMIGA-JOHNSSON e SCATASTA, no prelo)

Dentre as diversas diferenças nas Leis Estaduais, merece destaque a existência ou não da agência de bacia. Em menos da metade dos Estados previu-se esta estrutura de gestão. Nos demais estados, as funções da agência poderão ser exercidas por órgãos gestores do poder público. Sem a agência, a implementação da gestão por bacias fica dificultada, principalmente nas bacias de rios de domínio da união. Um exemplo é a bacia do rio São Francisco, onde as leis dos estados envolvidos são profundamente diferentes nas suas propostas de organização política e institucional.

Lei 9.984 – Lei da ANA

Em 2000, foi sancionada a Lei Federal 9.984, ou “Lei da ANA”, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas, entidade federal cuja finalidade é a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Entre suas atribuições destacam-se: outorgar o direito de uso dos recursos hídricos e implementar a cobrança pelo uso da água em rios de domínio da União, arrecadando, distribuindo e aplicando as receitas auferidas em conjunto com os comitês de bacia.

No entanto, está previsto nesta Lei que a ANA poderá delegar ou atribuir às agências de bacia, braço executivo do comitê, a execução de atividades de sua competência, como

aquelas citadas acima. Com isso pode-se, inclusive, minimizar a complexidade oriunda da diferenciação entre rios de domínio da União e de domínio estadual.

Merecem destaque dois conceitos que são introduzidos na Lei 9.984 que dizem respeito à outorga pelo uso da água:

- *Outorga preventiva*

Este tipo de outorga é interessante, pois permite aos investidores, que planejem instalar futuramente um empreendimento na bacia, garantir desde já a respectiva disponibilidade hídrica.

- *Reserva de disponibilidade hídrica*

Este tipo de outorga consiste em uma articulação da ANA com a ANEEL para autorização do uso de potencial de energia hidráulica em rios de domínio da União. Um empreendedor que deseje instalar um aproveitamento hidrelétrico em uma bacia deverá obter primeiramente a reserva de disponibilidade hídrica junto à ANA. Esta reserva será transformada automaticamente em outorga pelo uso de recursos hídricos quando o empreendedor receber da ANEEL a concessão para uso do potencial de energia hidráulica.

Merece destaque ainda a regulamentação da cobrança pelo uso da água do setor elétrico, introduzida no art. 28 da Lei 9.984, como indicado a seguir:

- *Art. 28. O art. 17 da Lei n.º 9.648, de 27 de maio de 1998, passa a vigorar com a seguinte redação:*

“Art. 17. A compensação financeira pela utilização de recursos hídricos de que trata a Lei n.º 7.990, de 28 de dezembro de 1989, será de seis inteiros e setenta e cinco centésimos por cento sobre o valor da energia produzida...”

“§ 1º Da compensação financeira de que trata o caput.”

I – Seis por cento do valor da energia produzida serão distribuídos entre os Estados, Municípios e órgãos da administração direta da União...”

II – setenta e cinco centésimos por cento do valor da energia produzida serão destinados ao Ministério do Meio Ambiente, para aplicação na implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, nos termos do art. 22 da Lei n.º 9.433, de janeiro de 1997, e do disposto nesta Lei.”

“§ 2º A parcela a que se refere o inciso II do § 1º constitui pagamento pelo uso de recursos hídricos e será aplicada nos termos do art. 22 da Lei n.º 9.433, de 1997.”

Portanto, a cobrança pelo uso da água do setor elétrico já está regulamentada através de lei e sendo, inclusive, praticada. A base de cálculo dessa cobrança é a energia produzida e o valor cobrado corresponde a um percentual de 0,75% sobre o total da energia produzida.

Há uma discussão, na definição da cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul, que refletirá para todo o Brasil, se este percentual foi determinado de forma definitiva, como cobrança pelo uso da água, ou se deveria ser somente considerado como uma compensação financeira pela utilização de recursos hídricos⁵. Discussões à parte, a energia produzida não caracteriza perfeitamente o uso da água de uma usina hidrelétrica, como será visto no capítulo três.

Projeto de Lei 1.616

Atualmente, está em tramitação no Congresso Nacional o Projeto de Lei 1.616 que visa regulamentar a Lei 9.433 no que diz respeito à sistemática de outorga, ao estabelecimento da cobrança e do regime de racionamento e à fixação de normas gerais para criação e operação das Agências de Bacia.

⁵ O trabalho de CAMPOS (2001) trata deste assunto de forma mais detalhada.

Merecem destaque os seguintes pontos do PL 1.616, que representam inovações em relação ao velho paradigma:

- *Cessão da outorga a terceiros*

A possibilidade de cessão da outorga a terceiros é uma flexibilização no sistema de outorga pois permite que haja mudança na alocação das outorgas entre os usuários desde que respeitadas algumas condições. Com isso, usuários que se tornarem mais eficientes no uso da água poderão ceder a quantidade de água excedente em suas outorgas a outros e provavelmente obter ganhos econômicos com a transação. Com isso, cria-se um estímulo ao uso eficiente da água e um mecanismo que poderá ser utilizado para estruturação de um eventual mercado de águas.

- *Outorga de lançamento de efluentes correspondente à quantidade de água necessária para diluição da carga poluente*

A outorga para lançamento de efluentes é um dos pontos mais pioneiros e inovadores da regulamentação da Lei 9.433. Segundo este princípio, a carga poluente é “transformada” em vazão de diluição, procurando-se com isso, integrar a gestão de qualidade e a gestão de quantidade. A “transformação” da carga poluente em vazão de diluição é uma das bases conceituais desta tese e será discutida em detalhes ao longo do texto.

- *Redução da cobrança para usuários que promovam melhoria da qualidade dos corpos hídricos ou do regime fluvial*

Segundo este ponto, alguns usuários poderão receber uma compensação financeira, na forma de desconto na cobrança, caso seu uso seja benéfico à bacia. Se o montante do desconto for igual ao montante da cobrança então o usuário nada pagará. A redução da cobrança para usuários que promovam benefícios à bacia é interessante pois demonstra que o objetivo primeiro da Política de Recursos Hídricos é racionalizar o uso da água e não somente arrecadar recursos financeiros para recuperação das bacias.

▪ *Regime de racionamento do uso dos recursos hídricos*

Quando a oferta de água for inferior à demanda, inclusive para diluição de efluentes, poderá ser adotado o regime de racionamento. Neste regime, terão uso prioritário o consumo humano e a dessedentação de animais. A alocação de água entre os demais usos deverá ser definida por critérios elaborados pelo Comitê de Bacia ou pelo poder outorgante, no caso de ausência do primeiro.

▪ *Compensação financeira para os usuários que forem racionados em caso de regime de racionamento do uso dos recursos hídricos*

Caso um usuário possua a outorga de uma certa quantidade de água, ele tem o direito de recebê-la. Se, por algum motivo, a quantidade de água outorgada não estiver disponível, o usuário deverá receber uma compensação financeira pelo fato de não poder exercer seu direito de uso da água. A compensação financeira para usuários que forem racionados reforça o conceito da garantia de acesso à água mediante o instrumento da outorga.

▪ *Contrato de Gestão com as Agências de Bacia*

Os órgãos que representam o poder outorgante poderão firmar contrato de gestão com as Agências de Bacia visando descentralizar as atividades relacionadas com o gerenciamento de recursos hídricos. Este ponto representa uma flexibilização útil em bacias que possuam rios de duas ou mais domínialidades ou onde o órgão de gestão não tenha capacitação técnica ou financeira para exercer plenamente as suas funções. Um exemplo é a bacia do rio Paraíba do Sul que possui rios de quatro domínialidades distintas⁶.

▪ *O poder de outorga para bacias cujo rio principal tenha seu exutório em águas de outra domínialidade será exercido mediante o atendimento de limites de vazão e concentração estabelecidos pelo poder outorgante que possua domínialidade sobre as águas que recebem o referido rio.*

Este ponto representa mais um artifício utilizado para flexibilizar o sistema de gerenciamento de recursos hídricos em bacias onde haja rios de mais de uma domínialidade. Neste caso pretende-se determinar “condições de fronteira” ou

⁶ Na bacia do rio Paraíba do Sul, há rios de três domínialidades estaduais, pois a bacia banha três Estados (São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) e rios de domínialidade federal, como o próprio Paraíba do Sul, o Pombo e o Muriaé.

valores mínimos de vazão e valores máximos de concentração de poluentes no ponto de confluência dos rios de dominialidades diferentes. Com isso, a disponibilidade de outorgas no rio pertencente a uma dominialidade estará limitada àqueles limites previstos na sua confluência com o rio de outra dominialidade.

É importante lembrar que o PL 1.616 encontra-se ainda em discussão no Congresso Nacional. Os pontos aqui ressaltados podem vir a ser alterados quando da aprovação da lei.

2.2 Os Instrumentos de Gestão da Nova Lei das Águas

Para atingir os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei 9.433 instituiu cinco instrumentos de gestão indicados na Figura 2.1 que estabelece a sua inter-relação.

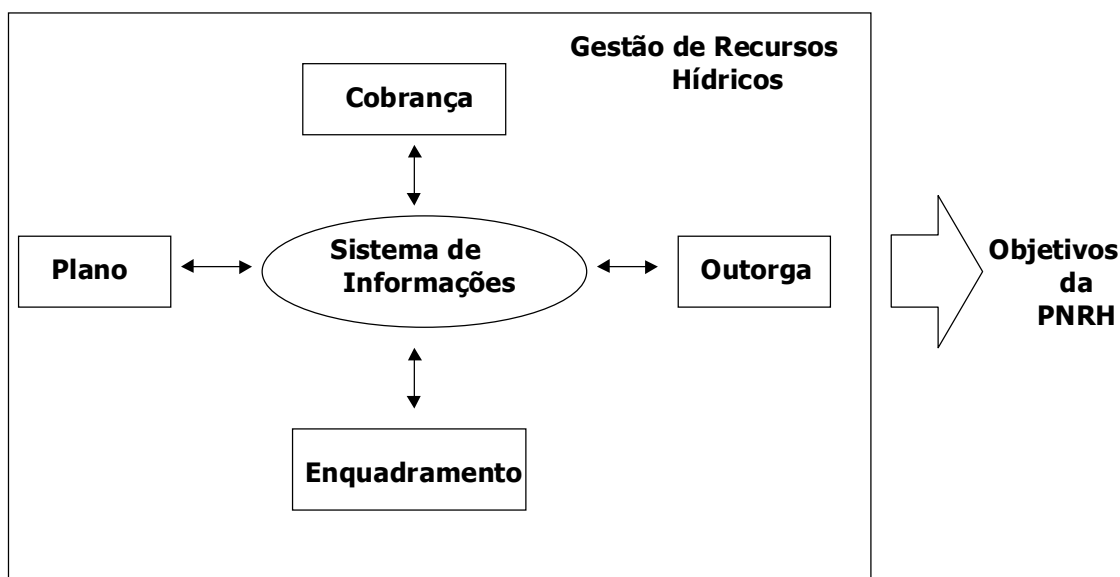


Figura 2.1 - Inter-relação entre os instrumentos da PNRH

2.2.1 Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos têm por objetivo fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos. Eles deverão ter o seguinte conteúdo mínimo:

- *Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;*
- *Análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;*
- *Balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;*
- *Metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;*
- *Medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas;*
- *Prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos;*
- *Diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;*
- *Propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.*

A Lei não especifica o horizonte de planejamento do plano, precisando apenas a sua compatibilidade com o período de implantação do seu programa de intervenções. Na França, os programas de intervenções têm duração de cinco anos (LABHID, 2001a). Na bacia do rio Paraíba do Sul, o Plano de Recursos Hídricos em desenvolvimento possui também um programa de intervenções de cinco anos de duração (2003 a 2007).

É importante ressaltar que o plano é um pré-requisito para implementação da cobrança, visto que é preciso primeiro definir onde e como os recursos serão utilizados para então efetuar a sua arrecadação.

Além disso, o plano deve ser, desde a sua fase de elaboração, amplamente discutido com a sociedade para que reflita seus anseios e tenha legitimidade. Planos sem consulta à sociedade correm o grande risco de não atingirem os resultados esperados, desperdiçando tempo e recursos de todos.

2.2.2 Enquadramento

O enquadramento dos corpos d'água em classes de uso preponderante tem o objetivo de assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e de diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Na prática, o enquadramento pode ser visto como um nível de qualidade a ser atingido ou mantido (CONAMA, 1986). Este nível deve ser definido pelos usuários em função dos usos pretendidos - quanto mais nobre o uso, mais alto o nível de qualidade necessário - e da sua disposição a pagar pelas intervenções necessárias para atingir ou manter aquele nível – quanto mais alto o nível, mais caras as intervenções necessárias para atingi-lo ou mantê-lo.

Pode ser definida uma única classe de enquadramento para toda a bacia ou diferentes classes para diferentes trechos. As classes são estabelecidas pela legislação ambiental, particularmente a resolução n.º 20 de 1986 do CONAMA (1986)⁷. A resolução n.º 20/86 do CONAMA define cinco classes de enquadramento: Classe especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3 e Classe 4. O nível de qualidade mais alto é encontrado na Classe Especial, onde as águas podem ser utilizadas para abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção. O nível de qualidade mais baixo é encontrado na classe 4, onde as águas podem ser apenas utilizadas para navegação, harmonia paisagística ou usos menos exigentes.

O enquadramento atual dos corpos d'água no Brasil precisa ser revisado, pois, segundo VON SPERLING (1998) *apud* RIBEIRO (2001), mesmo considerando as tecnologias de tratamento mais avançadas, não seria possível garantir o atendimento aos padrões de qualidade estabelecidos pela resolução CONAMA.

Além disso, os padrões de qualidade da resolução CONAMA foram definidos com base em normas similares de países de clima temperado e precisam ser revistos para se

⁷ Em algumas legislações estaduais também são definidas classes para enquadramento dos corpos d'água como em São Paulo e Minas Gerais.

adequarem ao clima tropical no Brasil (RIBEIRO, 2001). Revistos também precisam ser os métodos de análise de qualidade da água, visto que, para certos parâmetros como o cádmio, o limite inferior de detecção do método é maior que o limite superior do padrão de qualidade (LABHID, 2002a).

Finalmente, tendo em vista a necessidade de articulação entre Estados e União e entre os próprios Estados, para a gestão de bacias hidrográficas de rios federais, é necessária a compatibilização dos métodos de análise de qualidade de água, da nomenclatura de unidades e parâmetros, da frequência de amostragens e, principalmente, dos padrões de qualidade (LABHID, 2002a).

2.2.3 Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos

O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Seus objetivos são os seguintes:

- *Reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil;*
- *Atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional;*
- *Fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.*

O Sistema de Informações de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes princípios:

- *Descentralização da obtenção e produção de dados e informações;*
- *Coordenação unificada do sistema;*
- *Acesso aos dados e informações garantido à toda a sociedade.*

O novo sistema de gestão está sendo construído com o espírito de garantir à sociedade acesso mais fácil e rápido aos dados. Como exemplo, cita-se os dados hidrometeorológicos disponibilizados pela ANA, inclusive na Internet. É importante lembrar que ainda existem algumas resistências por parte de alguns órgãos ambientais estaduais para liberação de dados relativos à qualidade de água.

2.2.4 Outorga

O termo outorga significa aprovação, licença ou concessão. Trata-se, de fato, de uma concessão para o uso dos recursos hídricos. Porém, não deve ser confundida com concessão de serviço público, como é o caso do abastecimento de água ou fornecimento de energia elétrica, que possuem suas próprias regras. A outorga dá ao usuário apenas o direito de uso da água, sem aliená-la (KELMAN, 2000). A outorga deve também constituir-se numa garantia de acesso à água. Como a água é um bem escasso, esta garantia passa a ter valor econômico (Idem). Atualmente, a outorga é indispensável para obtenção de licenciamento ambiental, financiamento junto a instituições privadas e públicas e certificação de qualidade para empreendimentos industriais (SCHVARTZMAN *et al*, 2002).

Segundo a Lei 9.433, estão sujeitos à outorga os seguintes usos:

- *Captação;*
- *Lançamento de efluentes;*
- *Extração de água de aquífero subterrâneo;*
- *Aproveitamento de potenciais hidrelétricos;*
- *Outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo hídrico.*

Independem de outorga pelo poder público o uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais distribuídos no meio rural e os

usos considerados insignificantes. A definição dos usos insignificantes não foi inserida na Lei 9.433 ficando a cargo de cada comitê de bacia. Com isso, cria-se uma flexibilização da lei para levar em conta diferenças regionais entre bacias.

A Lei não faz distinção entre os usos de captação e consumo, mesmo sabendo-se que, do volume total captado por um usuário, parte poderá ser efetivamente consumida e parte poderá retornar ao corpo hídrico.

A Lei 9.433 prevê ainda a outorga para lançamento de efluentes, uma abordagem pioneira e inovadora no contexto mundial, que visa integrar gestão de quantidade e gestão de qualidade de recursos hídricos. Essa integração é prevista na própria Lei 9.433, no §1 do art. 3, que estabelece, como diretriz da Política Nacional de Recursos Hídricos, a gestão sistemática, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade.

Cabe destacar a utilização de outorgas para garantir a viabilidade de implementação dos planos dos governos. Dessa forma, um estado, que planeje instalar um pólo industrial por exemplo, pode garantir hoje a disponibilidade hídrica necessária no futuro. A quantidade de água outorgada para o governo no futuro poderia ser utilizada hoje por outros usuários, desde que concordassem em utilizar aquela quantidade de água apenas por um período de tempo limitado.

2.2.5 Cobrança

Dos cinco instrumentos de gestão de recursos hídricos, a cobrança é talvez aquele que provoque maior polêmica. A polêmica deve-se à diversidade de objetivos e mecanismos existentes e, principalmente, à dúvida sobre o destino e a transparência na aplicação dos recursos arrecadados, que gera, por vezes, desconfiança e a falsa idéia de que se trata de mais um imposto.

A diversidade de objetivos é proposta pela própria Lei 9.433, que determina os seguintes objetivos para a cobrança:

- *Reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor*

Quando um bem se torna escasso, passa a ter valor econômico. Bens como a terra e o ouro foram adquirindo maior valor econômico a medida em que se tornaram mais escassos. O valor destes bens é definido pela relação entre oferta e procura quando da sua negociação no mercado. A água no Brasil, entretanto, é um bem público e não pode ser negociada no mercado logo, o seu valor não pode ser definido pela relação entre oferta e procura. Não obstante, a ciência econômica oferece algumas metodologias para valorar a água. Todavia, a escolha da mais adequada é tarefa difícil já que, dependendo da metodologia e das hipóteses de cálculo assumidas, os resultados podem sofrer grandes variações. Além disso, as metodologias de valoração da água possuem uma série de limitações que serão abordadas no capítulo três.

- *Incentivar a racionalização do uso da água*

A cobrança com objetivo da racionalização do uso da água baseia-se no pressuposto de que, quanto mais um indivíduo tiver de pagar por um bem, mais racional será o seu uso. Além da racionalização do uso de cada indivíduo, há também a racionalização do uso na bacia que se traduz na alocação ótima da água entre os usuários. A otimização da alocação pode se dar em termos hidrológicos, econômicos, políticos ou sociais.

- *Obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos*

A determinação do valor da cobrança para atingir este objetivo é a mais simples. Basta somar o montante necessário para realizar as intervenções e dividi-lo entre os usuários, como no rateio de custos entre os moradores de um condomínio. A dificuldade reside na forma como o montante será dividido entre os usuários, que será definida em função da caracterização do uso da água de um. A caracterização do uso da água de cada usuário é uma das questões centrais desta tese e será discutida em detalhes ao longo do texto.

Segundo o art. 20 da Lei 9.433, todos os usuários sujeitos à outorga serão cobrados. Portanto, a base de cálculo para a cobrança é a vazão outorgada. Com isso, institui-se no

Brasil uma abordagem que integra um instrumento econômico (cobrança pelo uso da água) a um instrumento de regulamentação ou comando-e-controle (outorga). Com a cobrança associada à outorga, a tendência é de que cada usuário venha a solicitar outorga correspondente à sua real necessidade (KELMAN, 2000). A aplicação de instrumentos econômicos associados à instrumentos de regulamentação é utilizada em muitos casos ao redor do mundo pois aumenta a flexibilidade, a eficiência e a relação custo/eficácia da política ambiental (MARTINEZ e BRAGA, 1997). São citadas ainda, como vantagens da integração entre cobrança e outorga: a facilidade de controle, a colaboração dos usuários na fiscalização e a facilidade de aceitação da cobrança pelos usuários (KELMAN, 2000).

Para se definir o mecanismo de cobrança mais adequado para uma determinada bacia, deve-se, portanto, primeiro definir quais os objetivos almejados pela cobrança. Em seguida, é preciso verificar a viabilidade da aplicação do mecanismo escolhido em função da situação política e institucional da bacia. Como há diversos grupos de interesse envolvidos nesta decisão, o tema se torna naturalmente polêmico.

No seu artigo sobre cobrança pelo uso de água bruta no Brasil, ASAD, M. *et al.* (1999) recomendam que o objetivo inicial da cobrança deveria ser a recuperação total dos custos de operação e manutenção do sistema de gerenciamento de recursos hídricos e a recuperação parcial dos custos de investimento dos planos de bacia. Com efeito, esta constitui a estratégia que vem sendo adotada pela ANA, ao criar o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas. No Programa, os investimentos são repartidos da seguinte forma: o Orçamento Geral da União, através da ANA, cobre até 50%⁸ do valor estimado do empreendimento e o restante é coberto por recursos arrecadados com a cobrança pelo uso água na bacia e por recursos obtidos pelo operador.

A dúvida sobre o destino dos recursos arrecadados talvez seja o maior obstáculo à implementação da cobrança pelo uso da água. No seu art. 22, a Lei 9.433 determina que os valores arrecadados com a cobrança sejam aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que forem gerados. O termo prioritariamente tem gerado muita

⁸ Os recursos aplicados pela ANA são pagos somente após o início da operação da ETE, mediante cumprimento das metas de abatimento de cargas poluidoras definidas, daí a denominação “Programa de Compra de Esgotos”. Mais informações podem ser obtidas em www.ana.gov.br.

controvérsia pois pode induzir à interpretação de que os recursos não retornem à bacia de origem. Suponha que o CNRH considere a bacia do rio Paraíba do Sul uma bacia rica, que já recebeu muitos investimentos do governo federal e decida, então, que os recursos arrecadados com a cobrança nesta bacia sejam utilizados para subsidiar intervenções em bacias mais pobres, como aquelas do semi-árido nordestino. Se isto ocorrer, os usuários da bacia do rio Paraíba do Sul provavelmente deixarão de pagar pelo uso da água, e a implantação do novo sistema de gestão de recursos hídricos ficará seriamente comprometida. Para que isto não ocorra, é preciso que seja claramente definido o nível geográfico de solidariedade financeira, ou seja, para onde irão os recursos arrecadados. O nível geográfico de solidariedade financeira pode ser bem amplo como todo o Brasil, ou ao contrário, demasiadamente restrito como as sub-bacias. No primeiro caso, recursos arrecadados na bacia do rio Paraíba do Sul, por exemplo, poderão ser aplicados na bacia do rio São Francisco, pois ambas estão no Brasil. Já no outro caso, os recursos arrecadados na sub-bacia do rio Muriaé, deverão ser aplicados nesta mesma sub-bacia, não podendo ser aplicados na sub-bacia do rio Paraíba do Sul, mesmo que ambas façam parte da bacia do rio Paraíba do Sul. O nível de solidariedade financeira deverá ser definido no PL 1.616, em tramitação no Congresso Nacional.

Além da dúvida sobre o retorno dos recursos à bacia, há dúvidas sobre a transparência na sua utilização dentro da própria bacia. A correta aplicação desses recursos está diretamente relacionada à capacidade institucional do conjunto Comitê/Agência de Bacia. No entanto, é oportuno ressaltar que o montante arrecadado será aplicado na execução do programa de intervenções previsto no plano de recursos hídricos da bacia. Se houver desvio de recursos, não será possível executar o programa de intervenções tal como previsto. Caso isso ocorra, o sistema de gestão por bacias perderá credibilidade e provavelmente os usuários deixarão de pagar pelo uso da água.

Logo, conclui-se que a cobrança somente terá sustentabilidade ao longo do tempo se os recursos arrecadados retornarem à bacia e forem aplicados com transparência.

Quanto à falsa idéia de que a cobrança pelo uso da água constitui um novo imposto, pode-se apresentar os seguintes argumentos contrários:

- a) A contraprestação a ser paga pela utilização da água configura a retribuição pelo uso de um bem público e consiste em receita originária do Estado, ou seja, um preço público disciplinado pelo Direito Financeiro, e não receita derivada do patrimônio dos administrados, ou seja, um tributo. (POMPEU, 2000)
- b) A cobrança é um instrumento de gestão assim como o enquadramento, o plano, a outorga e o sistema de informações que são utilizados para atingir os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos. O imposto é um tributo exigido ao contribuinte pelo governo, independentemente da prestação de serviços específicos.
- c) O valor da cobrança será definido pelos membros do comitê de bacia, que podem também decidir se haverá ou não cobrança. Sobre qual imposto o contribuinte pode decidir quanto vai pagar e se vai pagar? Porém, se os membros do comitê decidirem não efetuar a cobrança, devem estar cientes do impacto desta decisão sobre a quantidade e a qualidade da água de sua bacia.
- d) O sucesso do sistema de cobrança ocorre quando aumenta a disponibilidade de água em quantidade e qualidade, ou seja, quanto menos os usuários, no seu conjunto, consumirem e poluírem. Ora, se a cobrança é proporcional ao uso, quanto menos se utilizar, menor será a cobrança. Logo, o sistema de cobrança obterá maior sucesso quanto menos arrecadar⁹ (KELMAN, 2000). Já um sistema de arrecadação de impostos, obterá maior sucesso quanto mais arrecadar.
- e) Os recursos arrecadados com a cobrança serão aplicados prioritariamente na bacia onde forem arrecadados, conforme o plano de investimentos aprovado pelo comitê de bacia. O imposto normalmente vai para o caixa único do governo e é aplicado segundo as prioridades do próprio governo.

⁹ Obviamente, esta observação é válida para um sistema de cobrança (metodologia, critérios e valores) que se mantenha estável no tempo e incidindo sobre o mesmo universo de usuários.

3 MECANISMOS DE COBRANÇA EXISTENTES

Este capítulo procura analisar a estrutura básica dos mecanismos de cobrança pelo uso da água existentes. A primeira seção apresenta essa estrutura e as seções subsequentes descrevem em detalhes os seus componentes.

3.1 Estrutura Básica

Os mecanismos de cobrança existentes possuem, em geral, a seguinte estrutura básica:

$$\text{Cobrança} = \text{Base de Cálculo} \times \text{Preço Unitário} \times [\text{Coeficientes}]$$

O valor da cobrança é o resultado da multiplicação da base de cálculo pelo preço unitário. A definição da base de cálculo é feita em função do uso da água e o preço, é definido, em geral, em função dos objetivos da cobrança, que serão abordados neste capítulo. No entanto, observou-se que, em alguns casos, houve uma adaptação progressiva dessa estrutura para atender a uma série de objetivos específicos como diferenciar a cobrança em função do tipo de usuário, do tipo de uso, etc. As adaptações, de maneira geral, foram efetuadas através da anexação de coeficientes à estrutura básica. A seguir, são descritos em detalhes a base de cálculo, o preço unitário e os coeficientes.

3.2 Base de Cálculo

A base de cálculo é o componente da estrutura dos mecanismos de cobrança que visa quantificar o uso da água. Nesse trabalho, são considerados como usos da água: a captação, o consumo e a diluição. O uso de captação é definido como a retirada de água do corpo hídrico. Já o uso de consumo, como a parcela do uso de captação que não é devolvida ao corpo hídrico. Finalmente, o uso da diluição, é definido como a quantidade de água necessária para diluir uma carga poluente¹⁰.

Considera-se aqui que os usos da água podem ser caracterizados de forma direta ou indireta. Para caracterizá-los de forma direta, é utilizado como parâmetro a vazão. Já para caracterizá-los de forma indireta, pode-se utilizar outros parâmetros como a carga poluente lançada, a área irrigada ou a energia produzida.

3.2.1 Vazão como parâmetro de caracterização do uso da água

A vazão pode ser utilizada para caracterizar qualquer um dos três tipos de uso definidos (captação, consumo e diluição). No entanto, na maioria dos países, a vazão é utilizada apenas para caracterizar os usos de captação e consumo. Para caracterizar o uso da diluição é utilizado como parâmetro a carga de poluentes lançada.

No Brasil, por outro lado, propõe-se na Lei 9.433 que a vazão seja também utilizada para caracterizar o uso de diluição. Como dito, essa é uma abordagem pioneira que procura integrar gestão de quantidade e gestão de qualidade da água.

Contudo, na atual versão do PL 1.616, que regulamenta a Lei 9.433, ainda não foi definida a forma como a carga poluente lançada será “transformada” em vazão de diluição. Para efeitos deste trabalho, essa “transformação” será efetuada, conforme indicado por RODRIGUES (1999) (Equação 3.1):

¹⁰ Essa definição segue a proposta do Projeto de Lei 1.616 para a conceituação da vazão de diluição.

$$Q_{dil} = \frac{P}{c_{meta}}$$

Equação 3.1- Cálculo da vazão de diluição

A vazão de diluição (Q_{dil}) é, aqui, calculada através da divisão da carga poluente (P) pela concentração máxima daquele poluente (c_{meta}), segundo a classe de enquadramento do corpo hídrico no trecho de lançamento. Para ilustrar este cálculo, suponha que um usuário lance uma carga de 100g/dia de DBO num trecho do rio enquadrado na Classe 2 do CONAMA. Como a Classe 2 do CONAMA prevê uma concentração máxima de DBO de 5g/m³, a vazão de diluição utilizada pelo usuário será de 20 m³/dia.

Note que, neste trabalho, a definição do enquadramento dos corpos d'água da bacia é de grande importância para a quantificação da vazão de diluição. Quanto maior for o nível de qualidade desejado, maior será a quantidade de água utilizada para diluir uma mesma carga poluente. E, conseqüentemente, maior será a cobrança pelo lançamento desta mesma carga poluente.

Com a transformação da carga poluente em vazão de diluição, o usuário só poderá lançar cargas poluentes em um certo trecho da bacia enquanto houver vazão disponível para diluição naquele trecho. Dessa forma, o uso de diluição fica limitado à quantidade de água disponível e a autoridade competente pode controlar a qualidade da água do rio ao invés de controlar somente os lançamentos dos usuários, como ocorre quando a carga é utilizada como parâmetro. Com isso a cobrança pelo uso da água pode reforçar a outorga, ou seja, um instrumento econômico pode ser utilizado para reforçar um instrumento de comando-e-controle, como ocorre em diversos países (MARTINEZ e BRAGA, 1997).

É importante ressaltar que os poluentes que não são diluídos no corpo hídrico dificilmente poderão ser convertidos em vazão de diluição. A conversão em vazão de diluição dos metais pesados, por exemplo, é dificultada pela complexidade de caracterização do seu processo de sedimentação.

Com a utilização da vazão para caracterizar o uso de diluição, tem-se também a vantagem de poder adotar um único parâmetro para caracterizar todos os usos da água. Desse modo, possibilita-se a adoção de uma base de cálculo única, e conseqüentemente, de um preço unitário único para todos os usos, simplificando, de forma significativa, o mecanismo de cobrança. Entretanto, é importante ressaltar que, apesar do parâmetro ser único, não é possível, sempre, somar as vazões de captação, consumo e diluição, porque os seus impactos sobre a bacia são diferentes. Pergunta-se então: como diferenciar os impactos relativos a cada tipo de uso da água? Como cada usuário exerce um ou mais tipos de uso, diferenciado-se os impactos relativos a cada tipo de uso, diferencia-se também o impacto que cada usuário causa aos outros na bacia. A caracterização do impacto que um usuário causa aos outros na bacia é o problema central dessa tese e será abordado em detalhes no capítulo seguinte.

3.2.2 Outros parâmetros de caracterização do uso da água

Qualquer parâmetro que possa quantificar o uso da água pode ser utilizado como base de cálculo. A decisão sobre qual parâmetro utilizar depende do tipo de uso que se deseja quantificar e da disponibilidade de dados na bacia. A seguir são descritos alguns parâmetros alternativos encontrados na literatura.

Carga Poluente Lançada

A carga poluente lançada pode ser definida como a massa de um poluente que é lançada por uma unidade de tempo. Normalmente, a massa lançada no corpo hídrico é diluída em uma vazão efluente¹¹ e, neste caso, é medida em termos de concentração. A concentração do efluente é calculada pela razão entre a massa do poluente e a vazão efluente.

Um aspecto interessante do cálculo da carga lançada na França, Alemanha e Holanda é a associação de diversos poluentes em um parâmetro agregado. A cobrança na França incide sobre nove parâmetros de poluição: matérias em suspensão, sais solúveis,

¹¹ Vazão efluente é definida nesse trabalho como a subtração da vazão de captação pela vazão de consumo, ou seja, é a parcela da vazão captada que retorna ao corpo hídrico.

matérias inibidoras, nitrogênio reduzido, nitrogênio oxidado, fósforo total, compostos organohalógenos absorvíveis em carvão ativo, metox e matérias oxidáveis (LABHID, 2001a). Destes parâmetros, dois são agregados, resultantes da associação de alguns poluentes. O metox é composto pela soma ponderada de arsênio, cádmio, cromo, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco e as matérias oxidáveis, pela soma ponderada de DBO e DQO (Idem).

Na Alemanha, há apenas um parâmetro de equivalência de poluição denominado unidade de toxicidade. Este parâmetro é também agregado e calculado pela soma ponderada de DQO, compostos orgânicos halógenos, mercúrio, cádmio, cromo, níquel, chumbo, cobre, toxicidade para peixes, fósforo e nitrogênio (SANTOS, 2002).

Na Holanda, assim como na Alemanha, há apenas um parâmetro agregado, denominado equivalente-habitante que associa DQO, nitrogênio, cádmio, mercúrio, arsênio, cobre, níquel, zinco e chumbo (Idem). A criação destes parâmetros agregados simplifica a compreensão da base de cálculo, facilitando, em uma fase posterior, a determinação dos preços unitários e, conseqüentemente, a comparação entre os usuários.

Área Irrigada

Em alguns locais, como na província de Mendoza na Argentina, utiliza-se a área irrigada para caracterizar o uso da água. Nesta província, até outros usos, como abastecimento público, são quantificados em termos de área irrigada equivalente. A desvantagem de utilizar esta base de cálculo é que ela é muito genérica e pode não caracterizar bem o uso da água. O uso da água na agricultura depende de uma série de fatores, como tipo de solo, eficiência da técnica de irrigação utilizada, turno de rega¹², etc. Portanto, dois agricultores de arroz que possuam a mesma área irrigada podem ter usos de água bem diferentes; basta que estejam em locais com solos diferentes e/ou utilizem equipamentos e técnicas de irrigação diferentes.

¹² Horário e frequência com que é aplicada a irrigação sobre as plantações.

Área dos terrenos vazios

Este parâmetro é utilizado na Holanda como base de cálculo de uma cobrança que tem como objetivo específico financiar obras de defesa contra inundações e intrusão salina, além de financiar os custos de gestão. Quando o terreno não está vazio, utiliza-se o valor venal do imóvel (LABHID, 2001a).

Área Impermeabilizada

Utiliza-se este parâmetro na Alemanha como base de cálculo para uma cobrança que visa financiar os custos de tratamento da parcela da chuva que escoar superficialmente (SANTOS, 2002). Nos países com alto índice de tratamento de fontes pontuais, percebe-se agora que, para se atingir os padrões ambientais desejados para os rios, é preciso tratar também a poluição por fontes difusas. Entre as fontes difusas de poluição, está a drenagem pluvial urbana. Em eventos críticos de chuva, grandes quantidades de poluentes são carregados até os rios pela parcela da chuva que escoar superficialmente, através das áreas impermeabilizadas. Esta cobrança, além de financiar os custos de tratamento da drenagem pluvial urbana, tem incentivado a colocação de pisos permeáveis que facilitam a infiltração, reduzindo o pico das cheias e contribuindo para a recarga dos aquíferos (Idem).

Energia Produzida

No Brasil, a cobrança pelo uso da água do setor elétrico foi definida pelo art. 28 da lei 9.984, que estabelece uma parcela de 0,75% do total da energia produzida. Portanto, neste caso, a base de cálculo para a cobrança é uma percentagem da energia produzida. No entanto, este parâmetro não caracteriza perfeitamente o uso da água de uma usina hidrelétrica porque a energia gerada não depende apenas da vazão utilizada, mas também da altura de queda. De fato, duas usinas, que possuam a mesma vazão turbinada, se tiverem alturas de queda diferentes, podem gerar quantidades de energia diferentes. No que concerne à cobrança pelo uso da água, apenas a vazão utilizada deveria ser considerada, ou seja, aquela que é indisponibilizada para os outros usuários; portanto, estas duas usinas deveriam pagar o mesmo valor, mesmo produzindo

quantidades de energia diferentes. Na cobrança pelo uso da água das usinas hidrelétricas na França, é considerada a energia produzida e a altura de queda (LABHID, 2001a).

3.3 Preço Unitário

Nesta seção é apresentada uma rápida revisão da teoria econômica que fornece subsídios para a determinação do segundo componente dos mecanismos de cobrança pelo uso da água: o preço unitário.

A apresentação desta teoria é feita de forma bem sucinta, através da descrição das principais metodologias que podem ser utilizadas para definição dos preços¹³. Essas metodologias foram agrupadas em função dos objetivos da cobrança definidos na Lei 9.433; no primeiro grupo estão as metodologias com objetivo de obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos; no segundo grupo, encontram-se as metodologias com objetivo de incentivar a racionalização do uso da água e reconhecer a água como bem econômico dando ao usuário uma indicação de seu real valor. Esse agrupamento representa uma livre organização das metodologias econômicas, não havendo qualquer pretensão de se classificá-las.

Propositadamente, não foi feita uma análise sobre qual metodologia é mais adequada, pois entende-se que a escolha da metodologia mais adequada depende diretamente dos objetivos da cobrança e das condicionantes de sua implementação em cada bacia hidrográfica.

Contudo, percebeu-se que, de maneira geral, utiliza-se a teoria econômica apenas como base conceitual para a estimativa inicial dos preços unitários, sendo a sua definição final resultado de um processo político de negociação. É justamente por essa razão que a maioria dos países implementou a cobrança de forma gradativa, iniciando o processo

¹³ Em função do escopo do trabalho, não foram abordados alguns pontos relativos à economia do meio-ambiente como o ótimo de pareto ou as negociações coasianas. Maiores informações sobre esses e outros pontos podem ser encontradas em SEROA DA MOTTA (1990), MISHAN (1969) e PEARCE & TURNER (1990).

com preços unitários baixos e aumentando-os ao longo do tempo (FORMIGA-JOHNSSON, 2002).

Ainda nesta seção, é apresentado o mercado de águas. Embora esteja inserido na seção preço unitário, o mercado de águas não deve, à rigor, ser considerado como uma metodologia para definição de preços para a cobrança pelo uso da água, até porque sua adoção não é permitida pela legislação brasileira atual.

Finalmente, para finalizar a seção, são apresentados dois exemplos interessantes de aplicação das metodologias descritas.

3.3.1 Metodologias de determinação do preço unitário com objetivo de financiamento

Entende-se como financiamento, a cobertura dos custos da bacia, que são compostos pelos custos de gestão e pelos custos de investimento. Define-se custos de gestão como os custos necessários para o bom funcionamento do sistema de gestão de recursos hídricos. Incluem-se nesses custos as despesas com administração (aluguel de sede, salário de funcionários, etc.) e operação e manutenção do sistema (emissão de outorgas, monitoramento, fiscalização, etc.). Já os custos de investimento, são definidos como os custos necessários para a realização das intervenções contidas nos planos da bacia. Incluem-se nesses custos as despesas relativas às intervenções estruturais (construção de ETEs, reservatórios, etc.) e não-estruturais (mobilização, capacitação, etc.).

A definição da composição dos custos da bacia varia entre os países. Na Inglaterra, os custos da bacia se referem apenas aos, aqui definidos, custos de gestão. Já na França, na Holanda, na proposta do Estado de São Paulo e na bacia do rio Paraíba do Sul, estes custos incluem também os, aqui definidos, custos de investimento.

As principais metodologias que têm como objetivo central o financiamento são: o preço médio e o preço público.

É importante destacar que as metodologias do preço médio e do preço público podem também induzir, de certa forma, os usuários a utilizarem a água de forma mais racional e indicar que ela possui um valor econômico. Um bom exemplo disto, é a cobrança na Alemanha, onde os altos valores cobrados incentivaram os usuários a reduzir seus lançamentos de poluentes, reforçando a política de comando-e-controle (LABHID, 2001a).

Preço Médio

O preço médio é calculado pela divisão do montante total dos custos da bacia (custos de gestão e/ou custos de investimento) entre os usuários, ou seja, um rateio de custos, como ocorre em um condomínio. Essa divisão é feita em função da base de cálculo adotada. Por exemplo, se a base de cálculo for a vazão consumida, divide-se o montante total dos custos pelo somatório das vazões consumidas, por todos os usuários da bacia. Com isso, tem-se o preço unitário do metro cúbico de água consumida. Para se saber qual parte dos custos da bacia caberá a cada usuário, basta multiplicar a sua vazão consumida por esse preço unitário.

Preço Público

O preço público é semelhante ao preço médio na medida em que os custos são rateados entre os usuários, mas difere na forma como é feito o rateio. Enquanto no preço médio todos os usuários pagam o mesmo valor por unidade de água utilizada, no preço público os valores são diferenciados. A diferenciação é baseada na elasticidade-preço da demanda de cada usuário¹⁴. Usuários com demanda menos elástica pagam mais e usuários com demanda mais elástica pagam menos (SEROA DA MOTTA, 1998). Segundo RIBEIRO *et al* (1999), estudos sobre elasticidade nos setores usuários de água indicam que o setor mais elástico é a agricultura, seguido pela indústria e pelo

¹⁴ A elasticidade-preço da demanda é um conceito econômico utilizado para indicar o grau de sensibilidade do uso de água de um indivíduo frente a alterações de preço (SAMUELSON, 1975). A elasticidade-preço da demanda é influenciada basicamente por dois fatores: a disponibilidade de bens substitutos e o número de usos que o bem pode ter (FERGUSON, 1990). Portanto, quem tiver maior possibilidade de substituição da água, terá elasticidade maior. Ou seja, se o preço aumentar, ela pode substituir a água por outro bem, e diminuir assim, a quantidade de água utilizada.

abastecimento doméstico. Portanto, de acordo com este critério, os usuários que mais pagariam seriam as empresas de saneamento.

Cabe lembrar que economistas como HOWE *et al* (1986) e EASTER *et al* (1997) afirmam que a chave para a alocação eficiente da água, do ponto de vista da maximização do benefício econômico na bacia, é que todos os usuários paguem o mesmo preço. Portanto, a aplicação de preços diferenciados entre os usuários levaria a uma alocação não-eficiente da água.

As metodologias com objetivo de financiamento, preço médio e preço público, são aplicadas na grande maioria dos casos estudados. Na proposta de cobrança da bacia do rio Paraíba do Sul utiliza-se, por exemplo, o critério do preço médio onde os usuários domésticos e industriais pagam o mesmo valor de preço unitário (LABHID, 2001a). Já em outros países como França, Holanda, Alemanha e Austrália e outros Estados brasileiros como São Paulo¹⁵, Bahia¹⁵ e Ceará, os valores são diferenciados entre os usuários. No entanto, apenas na proposta da Bahia (CARRERA-FERNANDEZ, 1997) optou-se explicitamente pelo critério dos preços públicos. Nos outros casos, os critérios para diferenciação dos preços não são explicitados de forma clara¹⁶.

Contudo, apesar de amplamente utilizadas, as metodologias com objetivo de financiamento são criticadas por alguns economistas, como SEROA DA MOTTA (1998), porque não representam um critério de maximização dos benefícios econômicos.

3.3.2 Metodologias de determinação do preço unitário com objetivo de incentivar a racionalização do uso da água, reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor

Entende-se como racionalização do uso da água, a alocação ótima em termos de

¹⁵ Metodologia proposta, ainda não aplicada.

¹⁶ Excetua-se o setor elétrico no Brasil, que paga de forma única em todo o país, regulamentada na forma de lei (Lei 9.984). A cobrança do setor elétrico difere das propostas dos comitês de bacia e dos governos estaduais.

eficiência econômica, ou seja, a maximização dos benefícios econômicos para a bacia.

Entre as principais metodologias que têm como objetivo principal a racionalização do uso da água, o reconhecimento da água como bem econômico e a indicação do seu real valor estão: o preço ótimo e o custo-efetividade.

É importante destacar que as metodologias do preço ótimo e do custo-efetividade podem também atender ao objetivo de financiamento, desde que os recursos arrecadados com a cobrança sejam aplicados na cobertura dos custos de gestão e/ou de investimento da bacia.

Preço Ótimo (Análise Custo-Benefício)

O preço ótimo é aquele que induz à maximização da diferença entre os benefícios totais e os custos totais, e é representado pelo ponto onde os benefícios marginais se igualam aos custos marginais (FERGUSON, 1990), conforme pode ser visto na Figura 3.1 e na Figura 3.2.

A quantidade de água utilizada quando o preço é ótimo, é $Q_{ótima}$. Quando a bacia estiver utilizando esta quantidade, significa que ela está no seu ponto de máxima eficiência econômica, ou seja, de máxima racionalização do uso da água. Neste ponto diz-se que o mercado está em equilíbrio.

No entanto, para que isto ocorra, é necessário que o mercado seja perfeitamente competitivo. Ser perfeitamente competitivo exige uma série de condições que dificilmente são cumpridas, ou seja, na prática o mercado perfeitamente competitivo não existe (SEROA DA MOTTA, 1990).

Entre as diversas imperfeições dos mercados, destaca-se a não-inclusão dos custos externos nos custos totais (Idem). Os custos externos são os prejuízos causados por um indivíduo a terceiros, normalmente de forma não-intencional, e que não são pagos (MISHAN, 1976). São denominados de efeitos externos, deseconomias ou

externalidades negativas. Um exemplo é a deseconomia causada a jusante por um indivíduo que lança um poluente num trecho de rio. Caso os usuários afetados tenham direito a um rio sem poluentes, podem exigir que o poluidor lhes pague uma compensação. Quando essa compensação é paga, diz-se que a externalidade foi internalizada (Idem).

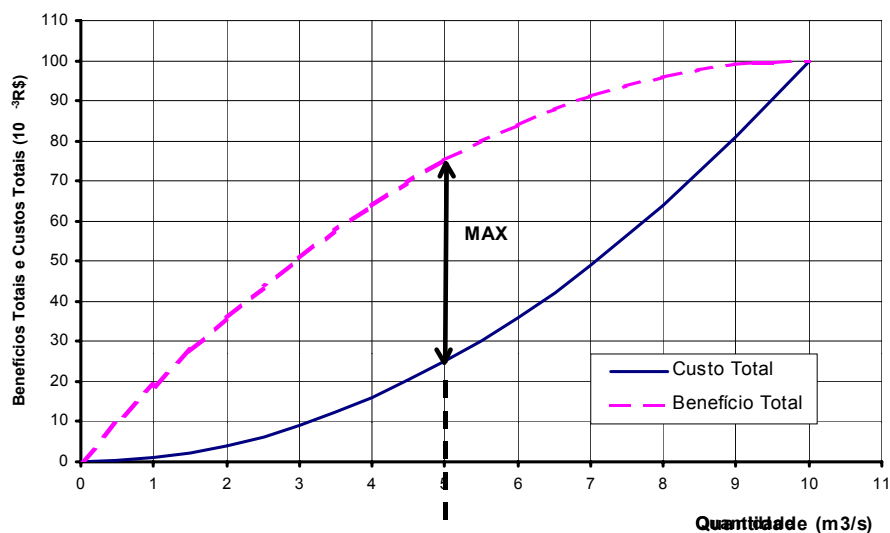


Figura 3.1 - Gráfico Benefício Total x Custo Total

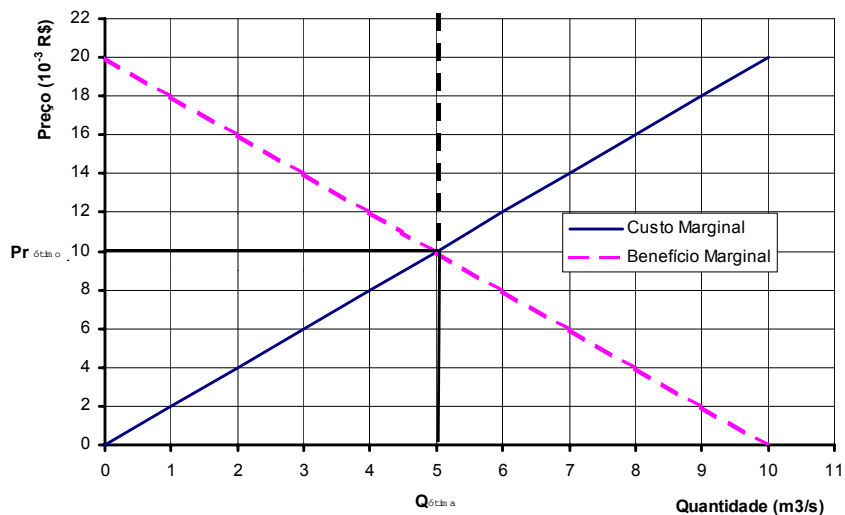


Figura 3.2 - Gráfico Benefício Marginal x Custo Marginal

Para solucionar a imperfeição de mercado causada pela não consideração dos custos externos, deve-se acrescentá-los aos custos totais (PEARCE & TURNER, 1990). O

novo equilíbrio do mercado ocorrerá no ponto onde a diferença entre os benefícios totais e os custos totais, incluindo os custos externos, é máxima. Esse ponto é representado pelo encontro da curva de benefícios marginais com a curva de custos marginais, acrescida dos custos marginais externos, denominada de curva de custos marginais sociais (Idem).

Como o ponto de equilíbrio do mercado mudou, haverá uma nova quantidade ótima de uso da água e um novo preço ótimo como pode ser visto na Figura 3.3

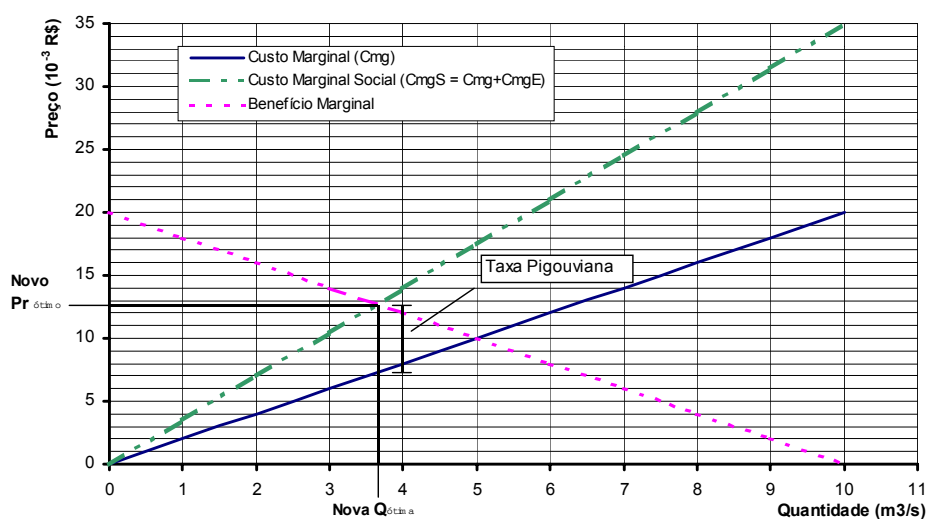


Figura 3.3 - Gráfico Benefício Marginal x Custo Marginal considerando os custos externos.

Note que a quantidade ótima baixou de 5 m³/s para 3,6 m³/s. Com isso, percebe-se que, ao acrescentar os custos externos, é necessário reduzir o uso da água para atingir o ótimo econômico. Para atingir o ótimo econômico, o valor cobrado aumentaria de R\$ 0,010/m³ para R\$ 0,013/m³.

A diferença entre o custo marginal social e o custo marginal, no ponto ótimo, é denominado de taxa Pigouviana¹⁷ (PEARCE & TURNER, 1990). Esta taxa também é conhecida como taxa de poluição, sendo utilizada como instrumento econômico para internalizar os custos externos nas curvas de custos dos poluidores (Idem).

¹⁷ O nome se deve ao Professor de economia Arthur Pigou que foi o primeiro a formalizá-la no início do século passado (SEROA DA MOTTA, 1998).

A cobrança pelo uso da água no valor correspondente ao novo preço ótimo, R\$ 0,013/m³, levaria o mercado ao ponto de máxima eficiência econômica, considerando os custos externos.

Para aplicar a metodologia do preço ótimo a uma bacia hidrográfica é necessário determinar as curvas de benefício marginal e de custo marginal social da água naquela bacia.

A definição da curva de custo marginal social é feita através da soma dos custos da bacia e dos custos externos. Os custos da bacia correspondem, como dito anteriormente, aos custos de gestão e/ou aos custos de investimento. A composição dos custos de gestão já foi abordada anteriormente. Com relação aos custos de investimento, destaca-se que, quanto maior for a quantidade de água a ser ofertada na bacia, maiores serão os investimentos necessários para disponibilizá-la. Estes custos aumentam, geralmente, de forma exponencial, já que cada unidade adicional de água tenderá a ser mais cara que a anterior. Suponha, por exemplo, uma bacia hipotética onde as primeiras unidades adicionais de água foram obtidas através da construção de uma barragem. Em seguida, foi necessária a execução de uma transposição de bacia (mais cara que a barragem) e finalmente, foi preciso utilizar uma tecnologia de dessalinização da água do mar (mais cara que a transposição). A curva de custos marginais de investimento representa o custo unitário de cada uma destas unidades adicionais de água. Em termos matemáticos, a curva de custos marginais é a primeira derivada da curva de custos totais.

O custo marginal pode ainda ser de curto prazo ou longo prazo. O de curto prazo contempla as intervenções previstas para atender às demandas atuais da bacia. Já o de longo prazo contempla também as intervenções necessárias para atender às demandas futuras (CARRERA-FERNANDEZ, 2000). Com isso garante-se hoje os recursos necessários para os futuros investimentos na bacia.

Já a definição da curva de custos externos é um pouco mais complicada. Como determinar as deseconomias causadas por um rio poluído? Para tentar resolver essa questão, a ciência econômica fornece alguns métodos, dentre os quais, destacam-se segundo TURNER *et al* (1994) *apud* TAVARES *et al* (1999), a valoração

contingencial, o custo de viagem e o valor hedônico. Uma descrição em detalhes dos métodos citados, elaborada para esse trabalho, encontra-se no apêndice “métodos de valoração ambiental”.

A definição da curva de benefícios totais também não é simples. Se a água fosse um bem de mercado, bastaria verificar o seu valor de mercado, em função da quantidade ofertada. No entanto, a água é um bem público e não pode ser negociada em mercado. Logo, pergunta-se: como calcular o valor da água e conseqüentemente, o benefício econômico que uma certa quantidade de água traz à bacia? Essa questão é semelhante àquela relativa aos custos externos, sendo que, neste caso, ao invés de quantificar as deseconomias causadas pelo uso da água, deseja-se saber os benefícios gerados pela sua disponibilização. Portanto, pode-se utilizar os mesmos métodos citados; valoração contingencial, custo de viagem e valor hedônico. Além desses, cabe citar também o método da demanda “tudo ou nada” aplicada por CARRERA-FERNANDEZ (1997 e 2000) nos Estados da Bahia e Pernambuco. O método da demanda “tudo ou nada” é descrito no apêndice “métodos de valoração ambiental”, juntamente com os demais métodos.

A aplicação da metodologia do preço ótimo seria o “supra-sumo” do rigor econômico, em termos de cobrança pelo uso da água com objetivo de racionalização, e reconhecimento do valor econômico da água. No entanto, analisando os métodos de determinação das curvas de benefícios e custos externos, fica claro que o cálculo do preço ótimo não é tarefa simples. Além da dificuldade de aplicar na prática conceitos subjetivos como disposição a pagar, há também a dificuldade de obtenção dos dados. Estimar as curvas de benefícios e de custos externos exige uma série de dados que dificilmente estarão à disposição. Logo, segundo SEROA DA MOTTA (1990), a sofisticação da análise dependerá do bom senso do analista, além de que qualquer alternativa será passível de crítica, tendo em vista que nem todos os impactos poderão ser capturados e a análise estará sempre incompleta.

Além da dificuldade na determinação das curvas de benefício e de custos externos, CÁNEPA *et al* (1999) cita ainda como dificuldades na aplicação da metodologia do preço ótimo: problema do secundariamente melhor, controvérsias sobre a definição da

taxa social de desconto, controvérsias sobre a valoração de vidas humanas, influência da distribuição de renda na disposição a pagar dos indivíduos e não-sustentabilidade do ponto ótimo a longo prazo¹⁸.

Talvez, por todas essas dificuldades, não haja exemplos de aplicação prática da metodologia do preço ótimo na definição dos preços para a cobrança pelo uso da água.

Contudo, há uma metodologia alternativa que dispensa a definição da curva de benefícios e dos custos externos. É a metodologia do custo-efetividade, que é descrita no item a seguir.

Custo-Efetividade

Na metodologia do preço ótimo, a quantidade ótima de água utilizada na bacia é definida pelo ponto de máxima diferença entre benefícios e custos, ou seja, no ponto onde a curva de benefícios marginais encontra a curva de custos marginais. Já na metodologia do custo-efetividade, a quantidade ótima é definida de forma acordada pela sociedade (CÁNEPA *et al*, 1999). A aplicação desta metodologia fornece o custo mínimo para atingir a quantidade ótima acordada, atendendo ao objetivo da eficiência econômica - daí o nome custo-efetividade.

O preço a ser cobrado é o valor do custo marginal de redução de uso¹⁹ no ponto correspondente à quantidade de redução necessária para atingir o nível desejado de uso (Idem), conforme mostra a Figura 3.4.

¹⁸ Para informações mais detalhadas sobre essas dificuldades consultar CÁNEPA *et al* (1999) e MISHAN (1976).

¹⁹ Considera-se como custo de redução de uso qualquer investimento que resulte em redução do uso da água, como por exemplo, recirculação de água ou construção de estações de tratamento de esgoto.

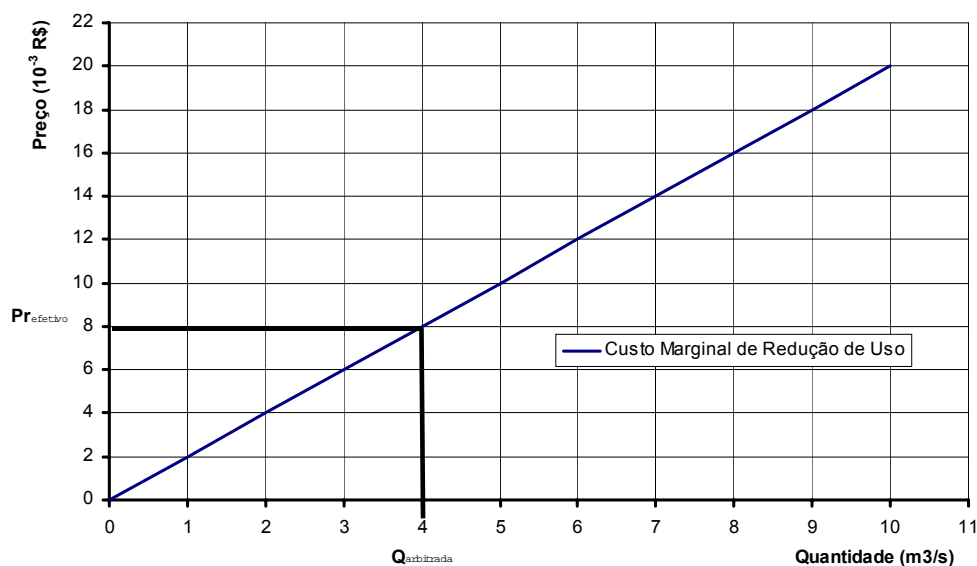


Figura 3.4 - Gráfico do custo marginal na análise de custo efetividade

No exemplo gráfico, a bacia decidiu que o uso da água deveria ser reduzido em 4 m³/s. Para atingir esse objetivo, deve-se cobrar R\$ 0,008/m³. Espera-se com essa metodologia, que usuários com custo de redução de uso acima de R\$ 0,008/m³ “paguem para continuar usando a água”, enquanto que, usuários com custo de redução de uso abaixo desse valor, invistam na redução do seu uso, deixando de pagar. Dessa forma, apesar de alguns usuários estarem utilizando água acima do permitido, outros estarão usando abaixo e, na soma de todos os usuários, o uso da bacia será reduzido até o nível desejado. Para ilustrar essa metodologia, apresenta-se em detalhes, na seção 3.3.4, o caso da bacia do rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul.

Apesar de contornar as dificuldades descritas anteriormente, a metodologia do custo-efetividade possui uma dificuldade particular em relação à sua aplicação no Brasil. É a definição de padrões de emissão no efluente, quando poderiam ser definidos no corpo d’água. A resolução n.º 20 do CONAMA (1986), por exemplo, estabelece, no seu art. 21, que qualquer fonte poluidora, somente poderá lançar um efluente nos corpos hídricos, se atender a uma série de padrões de qualidade.

Para ilustrar, utilize a concentração máxima de amônia, definida como 5 mg/l. Uma indústria, com alto custo de redução de amônia, que lance um efluente com

concentração deste poluente acima de 5 mg/l, teria obrigatoriamente que reduzir seu lançamento para atender à legislação. Por outro lado, se não houvesse a restrição de concentração no efluente, outros usuários, com custos menores, poderiam reduzir seus lançamentos, de modo que as concentrações de amônia no corpo d'água permanecessem dentro do limite da resolução CONAMA.

Assim, apresenta-se aqui mais um argumento que, somado àqueles apresentados na seção 2.2.2, relativa ao enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, demonstra a necessidade de revisão da resolução n.º 20 do CONAMA (1986).

3.3.3 Mercado de Águas

Segundo LANNA (1999) e SEROA DA MOTTA (1998), o mercado de águas baseia-se, entre outras coisas, na livre negociação de direitos de uso da água entre usuários. Primeiramente, o poder concedente emite outorgas referentes à quantidade ideal de uso da água para uma bacia, seja esse uso quantitativo ou qualitativo. Caso o somatório das outorgas concedidas seja menor que o uso total da bacia, os usuários terão que adequar seus usos às outorgas disponíveis. Para se adequar, os usuários poderão reduzir o seu uso ou adquirir outorgas de outros usuários. Neste ponto ocorrem as negociações; usuários que possuem baixos custos de redução de uso, serão induzidos a reduzir seu uso e vender as outorgas excedentes a usuários que possuem altos custos. Logo, as outorgas seriam realocadas para as atividades econômicas mais eficientes, possibilitando inclusive aumento da produção, sem a necessidade de aumento da quantidade total de outorgas na bacia.

O resultado esperado pelos adeptos do mercado de águas é a otimização econômica do uso da água. Espera-se também que os usuários revelem, nas negociações, suas verdadeiras disposições a pagar e seus verdadeiros custos de controle. Com isso, o poder público poderia reduzir sua imprecisão na aplicação dos instrumentos econômicos (SEROA DA MOTTA, 1998).

Apesar das vantagens do mercado de águas, a sua aplicação depende de uma série de condicionantes, relacionadas a aspectos econômicos, institucionais e culturais.

Entre as condicionantes relacionadas a aspectos econômicos, destacam-se as seguintes:

- a necessidade de uma adequada distribuição da renda entre os usuários (LANNA, 1999);
- a necessidade de um grande número de usuários que possuam custos de redução de uso diferentes e fraca interdependência entre si (SEROA DA MOTTA, 1998).

Entre as condicionantes relacionadas a aspectos institucionais, pode-se citar, segundo SEROA DA MOTTA (1998), a capacidade do órgão regulador para:

- combater a formação de mono- ou oligopólios e mono- ou oligopsônios²⁰;
- internalizar as externalidades envolvidas nas negociações;
- disponibilizar as informações necessárias à realização das transações;
- garantir a credibilidade das outorgas.

Finalmente, as condicionantes de aspecto cultural dizem respeito ao fato da água ser um bem vital para a vida humana e portanto, a maioria dos países tê-la considerado como um bem público (Idem).

Em função de todas estas condicionantes, poucos países propuseram a adoção de mercados de água como instrumento de gestão de recursos hídricos. Entre eles estão alguns estados dos EUA e o Chile que, segundo LANNA (1999) e SEROA DA MOTTA (1998), tiveram algumas experiências bem sucedidas e outras nem tanto.

Com relação ao Brasil, o mercado de águas não está previsto na Lei 9.433, e nem pode ser inserido em sua regulamentação, pois é inconstitucional. Como o mercado de águas pressupõe que a água possa ser um bem privado, a sua criação foi eliminada pela constituição de 1988, através da definição de que a água é um bem público, cuja dominialidade é inalienável e pertencente à União e aos Estados.

²⁰ Situação antagônica ao monopólio em que só existe um ou poucos compradores que dominam o mercado e tem poder de manipular os preços.

No entanto, LANNA (1999) sugere que algumas alternativas poderiam ser consideradas, como um mercado controlado pelo Estado. Neste mercado, a água continuaria a ser um bem público mas o seu uso poderia ser transacionado, sob controle do Estado. Um exemplo é a utilização do mercado como instrumento de racionamento, que pode ser aplicado em regiões com regimes hidrológicos bastante variáveis, como o nordeste brasileiro (Idem).

Na situação de racionamento, o poder concedente reduziria a quantidade de outorgas disponíveis para os usuários da bacia e estes teriam que adequar seus usos a esta nova quantidade de outorgas (SEROA DA MOTTA, 1998). Essa adequação se daria de duas formas: pela livre negociação de outorgas entre os usuários ou pela realização de leilões administrados pelo poder outorgante (Idem). No primeiro caso alguns usuários “alugariam” suas outorgas, durante o período de racionamento, para outros usuários que estivessem dispostos a pagar para garantir seu fornecimento de água. No segundo caso, o poder outorgante alocaria a água entre os usuários conforme a sua disposição a pagar - declarada em leilão - para não serem racionados. Assim, os usuários com menor disposição a pagar seriam racionados primeiro e receberiam uma compensação financeira por parte dos outros usuários com maior disposição a pagar, que não seriam racionados (Ibidem).

Além de todas as condicionantes já citadas, há ainda duas que dizem respeito às peculiaridades da aplicação do mercado de águas ao caso da água. Dificuldades estas que também se aplicam a todas as outras metodologias descritas nesta seção: preço médio, preço público, preço ótimo e custo-efetividade.

Essas dificuldades se relacionam, segundo SIMPSON (1993) *apud* LANNA (1999) e SEROA DA MOTTA (1998), à complexidade para caracterizar a dinâmica da poluição em uma bacia hidrográfica e à interligação entre os seus trechos.

A complexidade para caracterizar a dinâmica da poluição em uma bacia hidrográfica é causada pela grande quantidade de variáveis e pela diversidade de processos físicos, químicos e biológicos envolvidos. Além disso, há um efeito sinérgico, existente entre alguns poluentes, que causa uma não-linearidade nessa dinâmica.

Já a interligação entre os trechos faz com que o uso da água relativo a um usuário, situado em um determinado trecho, afete o uso de outros usuários, situados em outros trechos. Ou seja, dependendo da posição de um determinado usuário em uma bacia, o impacto a outros usuários situados na mesma bacia poderá aumentar ou diminuir.

O efeito desse impacto sobre o mercado de águas, faz com que um usuário situado na cabeceira da bacia, ao comprar uma outorga de consumo de outro, situado na foz, possa inviabilizar uma série de outorgas, antes disponíveis no trecho intermediário. Se a outorga negociada fosse de diluição, ocorreria o mesmo, pois o lançamento de poluentes na cabeceira da bacia também inviabilizaria uma série de outorgas, antes disponíveis no trecho intermediário. Portanto, dependendo da localização de quem comprasse ou quem vendesse, as outorgas deveriam ter preços diferentes.

Para solucionar este problema, seria necessário diferenciar, em função da posição, o impacto que cada usuário causa sobre os outros na bacia. Como dito anteriormente, a caracterização do impacto que um usuário causa aos outros dentro de uma bacia hidrográfica é o problema central dessa tese e será discutido em detalhes no próximo capítulo.

3.3.4 Dois Exemplos Interessantes

Para ilustrar as metodologias econômicas discutidas nessa seção, foram escolhidos dois exemplos considerados interessantes. O primeiro, diz respeito a uma proposta de cobrança para a bacia do rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul, elaborada por CÁNEPA *et al* (1999). Essa proposta baseia-se nos conceitos de custo-efetividade. No segundo exemplo, aplicado na bacia do rio Jaguaribe, no Ceará, adota-se um plano de uso racional da água baseado em alguns conceitos do mercado de águas.

Bacia do rio dos Sinos – Custo-efetividade

O estudo elaborado por CÁNEPA *et al* (1999), para bacia do rio dos Sinos no Rio Grande do Sul (RS), utiliza, segundo o autor, a metodologia do custo-efetividade. No entanto, SEROA DA MOTTA (1998) argumenta que não se trata da solução de custo-

efetividade porque o estudo visa a distribuição mais equânime dos custos da cobrança e a metodologia do custo-efetividade está associada à minimização dos custos sociais e não à sua distribuição. De qualquer modo, considera-se a proposta interessante porque demonstra claramente a vantagem da utilização de instrumentos econômicos em relação a instrumentos de comando-e-controle.

Nesse exemplo, a metodologia do custo-efetividade foi aplicada apenas para o uso de diluição, considerando somente um parâmetro de qualidade, a DBO. A Tabela 3.1 apresenta a quantidade de DBO gerada por cada setor usuário e os respectivos custos marginais de abatimento (custo de redução de uso).

Tabela 3.1 - Carga de DBO e custos marginais de abatimento por setor, na bacia do rio dos Sinos - RS.
Fonte: CÂNEPA *et al* (1999)

Setor	Carga de DBO t/ano	Carga de DBO abatível ¹ t/ano	Custo total de abatimento ² US\$/ano	Custo marginal de abatimento US\$/t DBO
Criação de Animais	38.000	30.400	105.000	3,5
Resíduos Sólidos Domésticos	20.500	16.400	126.000	7,7
Esgotos Domésticos Urbanos	17.500	14.000	7.935.000	566,8
Esgotos Domésticos Rurais	1.000	800	641.000	801,3
Fontes Difusas Rurais	2.000	1.600	2.530.000	1.581,3
Drenagem Pluvial Urbana	4.000	3.200	22.847.000	7.139,7
Esgotos Industriais	3.000	2.400	58.570.000	24.404,2
Total	86.000	68.800	92.754.000	

¹ Considerou-se no estudo que a carga de DBO abatível era de 80% da carga total

² Considerou-se no estudo os custos de Operação e Manutenção e a amortização dos investimentos

Com estes dados foi construída a curva de custos marginais de abatimento de DBO para a bacia, apresentada na Figura 3.5. Note que a unidade utilizada no eixo horizontal foi carga de DBO ao invés de vazão de diluição. A carga poderia ser convertida em vazão de diluição através da equação apresentada na seção 3.2.1.

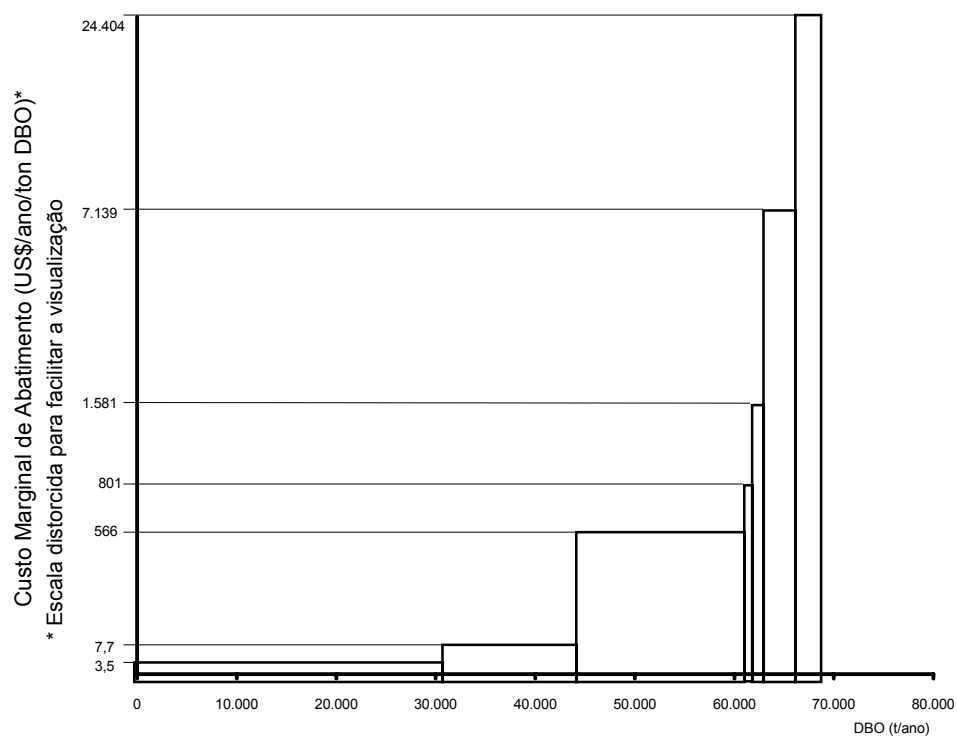


Figura 3.5 - Curva de Custos Marginais de Abatimento para DBO na bacia do rio dos Sinos - RS
 Fonte: CÁNEPA *et al* (1999)

Percebe-se que a curva não é contínua, mas em degraus. Isto ocorre porque o custo marginal de abatimento é o valor médio para o setor. Para que a curva seja contínua, é necessário calcular o custo para redução de cada unidade adicional de DBO. A curva de custos marginais de abatimento cresce exponencialmente com a quantidade de DBO tratada porque os custos marginais de abatimento para alguns setores, como drenagem pluvial urbana e esgotos industriais, são muito maiores que para os outros.

Suponha então que o comitê da bacia do rio dos Sinos decida reduzir a DBO lançada em cerca de 35%, mantendo todos os usuários na bacia. Para se atingir esta meta seria necessária a redução dos lançamentos de DBO em cerca de 30.000 t/ano. Entrando-se no gráfico com esta quantidade obtém-se um preço efetivo de US\$ 3,5/t DBO. O comitê decide então cobrar pelo uso da água um valor ligeiramente maior que este, US\$ 5/t DBO, para induzir o setor de criação de animais, que possui um custo marginal de abatimento de US\$ 3,5/t DBO, a tratar seus efluentes. Com isto, este setor será induzido a tratar 30.400 t/ano de DBO. As 7.600 t/ano de DBO restantes continuarão a ser

lançadas por esse setor e serão cobradas pelo comitê. Como o comitê decidiu manter todos os usuários na bacia, ele poderá arrecadar com a cobrança:

$$(86.000-30.400 \text{ t DBO/ano}) \times \text{US\$ } 5/\text{t DBO} = 278.000 \text{ US\$/ano.}$$

Com os recursos arrecadados, o comitê poderá financiar, a fundo perdido ou via empréstimo com juros subsidiados, os gastos para abatimento da poluição do setor de criação de animais (US\$ 105.000/ano). Portanto, o comitê conseguirá reduzir a poluição em 35% gastando para isso o mínimo necessário, daí o nome custo-efetividade. Além disso, a cobrança incentivará os outros usuários a analisarem algumas possibilidades de redução dos lançamentos, tais como: inovações nos processos, troca das matérias-primas, substituição dos insumos energéticos, etc.

Por outro lado, se o comitê tivesse imposto uma redução nas emissões de cada usuário em 35%, o custo de abatimento conjunto para a bacia seria muito maior, uma vez que alguns usuários possuem custos de abatimento muito maiores que outros.

Dessa forma, fica claro que a utilização de instrumentos econômicos (custo-efetividade) leva a reduções de poluição por um custo menor que a utilização de instrumentos de comando-e-controle (imposição de redução de emissões).

Por outro lado, deve-se lembrar que um bacia poderá empreender um programa de despoluição a custos relativamente baixos, em geral, segundo CÁNEPA (no prelo), durante os primeiros 10 a 12 anos. A medida que níveis de redução mais altos são necessários, os preços devem aumentar exponencialmente. Segundo o mesmo autor, isso pode colidir com políticas anti-inflacionárias, conduzidas pelo governo central, bem como enfrentar fortes resistências dentro do comitê de bacia.

Bacia do rio Jaguaribe – Mercado de Águas

Em meados de 2001, o governo do Ceará decidiu aplicar um programa de racionamento de água para os irrigantes localizados na bacia do rio Jaguaribe²¹. A aplicação deste programa foi motivada pelo déficit hídrico, previsto para o segundo semestre do mesmo ano. Esse déficit ocorreu porque os açudes, que regularizam as vazões na bacia, apresentavam níveis críticos e os volumes armazenados não seriam capazes de atender às demandas de todos os usuários. Com isso, boa parte das culturas perenes irrigadas na bacia não receberia água, o que ocasionaria um grave prejuízo aos usuários que investiram na região, com destaque para a fruticultura, recém iniciada na bacia.

Entre os irrigantes, os maiores captadores de água, com 59% do total, são os agricultores de arroz, uma cultura de alto consumo de água, baixa eficiência e baixo valor agregado. Por isso, decidiu-se racionar os rizicultores em cerca de 50% do seu uso. Em troca, eles receberam uma compensação média de R\$ 500,00/ha. Os outros irrigantes, não-rationados, deveriam ter pago R\$ 0,01/m³ pela garantia da disponibilização da água. Com esta solução todos ganharam: os rizicultores, porque tiveram seu prejuízo compensado, e os outros usuários, porque tiveram sua disponibilidade hídrica garantida.

No entanto, como o montante previsto a ser pago pelos usuários não-rationados não seria suficiente para cobrir as compensações, o governo teve de intervir, pagando parte delas. Além disso, parte dos irrigantes não-rationados não pagaram, aumentando mais ainda a necessidade de recursos governamentais (CANEDO, 2002).

O Plano de Uso Racional da Água adotado na bacia do rio Jaguaribe contém alguns aspectos do uso do mercado de águas como instrumento de racionamento. No entanto, essa aplicação não deve ser considerada como mercado de águas porque o governo teve de intervir, financiando boa parte das compensações pagas aos usuários que “alugaram” seus direitos durante o racionamento. Contudo, se trata de uma experiência bastante interessante devido ao seu pioneirismo e, de certa forma, à criação de bases para a aplicação de um futuro mercado de águas.

²¹ As informações apresentadas nessa seção foram obtidas em COGERH (2001).

3.4 Coeficientes

Os coeficientes são o terceiro componente da estrutura dos mecanismos de cobrança e a sua aplicação resultou da necessidade, em alguns casos, de adaptação do mecanismo a objetivos específicos.

Uma observação importante sobre os coeficientes é que a sua manipulação pode ser muito impactante no valor final da cobrança. Segundo LABHID (2001a), o valor final da cobrança na França, à partir de 1991, quase triplicou devido à essa manipulação.

Os coeficientes normalmente utilizados nos mecanismos de cobrança estudados foram aqui divididos em três famílias: aqueles que visam diferenciar os tipos de usuários, aqueles que visam diferenciar os tipos de uso de um mesmo usuário e aqueles que visam diferenciar a o local ou o instante em que o usuário se instala.

Tipo de usuário

Procuram diferenciar os usuários em função do setor a que pertencem. Em geral, os setores de abastecimento doméstico e indústria pagam mais que a agricultura. Em alguns casos, o abastecimento doméstico paga mais que a indústria e em outros, ocorre o contrário. Utiliza-se esse tipo de coeficientes, por exemplo, na França (LABHID, 2001a) e na proposta de cobrança do Estado de São Paulo (CRH, 1997).

Tipo de uso

Visam diferenciar a cobrança em função do tipo de uso, ou seja, captação, consumo e diluição, sendo, geralmente, o uso da captação mais barato que do consumo. Na bacia do rio Paraíba do Sul, por exemplo, o coeficiente que diferencia captação de consumo vale 0,4, isto é, o preço da água para o uso de captação corresponde à 40% do preço da água para uso de consumo (LABHID, 2001a). Contudo, na maioria dos casos, a diferenciação entre os tipos de uso decorre da manipulação dos preços unitários em lugar do uso de coeficientes.

Ainda nesta família, encontram-se os coeficientes que têm o objetivo de diferenciar a cobrança em função do volume de água utilizado. Na França, é aplicado um coeficiente de redução do preço de 0,5 na bacia Reno-Meuse para os usuários que captam acima de $0,16 \text{ m}^3/\text{s}$ (Rio Reno) e acima de $4,75 \text{ m}^3/\text{s}$ (Rio Meuse) (Idem).

Local e Instante

Entre os coeficientes pertencentes a essa família, cita-se os coeficientes relativos ao manancial, à localização do usuário, à escassez e à sazonalidade.

Manancial: procuram diferenciar a cobrança em função da fonte de onde é retirada a água ou lançada a carga poluente. Há basicamente três tipos de mananciais: águas subterrâneas, rios e estuários. Estes coeficientes são utilizados na Inglaterra (LANNA, 1999), França (LABHID, 2001a) e na proposta de cobrança do Estado de São Paulo (CRH, 1997).

Localização do usuário: são utilizados para aumentar ou diminuir a cobrança em função de especificidades regionais ou interesses estratégicos da gestão, como:

- proteger zonas de mananciais ou de recarga de aquíferos;
- aliviar o estresse em regiões com grande pressão de poluição;
- redirecionar o crescimento urbano- industrial, conforme as disponibilidades hídricas;
- diferenciar os rios segundo o uso desejado para a sua água.

Esse tipo de coeficiente é utilizado, por exemplo, na França (LABHID, 2001a) e na proposta de cobrança do Estado de São Paulo (CRH, 1997).

Escassez: são utilizados para aumentar a cobrança em regiões onde há escassez de água e reduzi-la onde há abundância. São utilizados na França (LABHID, 2001a).

Sazonalidade: são também relacionados à escassez da água, mas, ao invés de considerar a escassez espacial, consideram a escassez temporal. Em São Paulo, por

exemplo, este coeficiente vale 1,2²² na época de seca (abril a outubro) e 0,8 na época de chuvas (novembro a março) (CRH, 1997).

Há ainda um coeficiente que não se enquadra nos tipos anteriores, pois visa apenas gerar receita, que é o “coeficiente de coleta de esgotos”. Foi criado na França e instituído a nível nacional por decreto, com o objetivo de aumentar a cobrança para financiar a instalação e manutenção de redes coletoras de esgoto. Após vários anos investindo na construção de ETEs, os franceses sentiram a necessidade de investir em redes coletoras para eliminar efetivamente a poluição doméstica (LABHID, 2001a).

Além dos coeficientes, há ainda outro artifício utilizado para adaptar os mecanismos de cobrança a objetivos específicos: os descontos. Utiliza-se os descontos em diversos países visando premiar usuários que investem na redução da poluição (Alemanha), como também incentivar a adesão de alguns setores ao sistema de gestão de recursos hídricos, como a agricultura. Na França, em meados da década de 90, foi proposto, por exemplo, um desconto de 60% para incentivar o setor agrícola a pagar pelo uso da água (LABHID, 2001a). Na bacia do rio Paraíba do Sul, atualmente, está sendo proposto um desconto de 95%, com o mesmo objetivo (LABHID, 2002b).

Finalmente, apesar dos coeficientes serem amplamente utilizados para adequar os mecanismos de cobrança aos diversos objetivos específicos citados nesta seção, nem sempre são quantificados de forma precisa sendo, por vezes, determinados através de negociações políticas.

²² Segundo CRH (1997), os valores dos coeficientes, na proposta de cobrança do Estado de São Paulo, são exemplos com fins ilustrativos, visando dar partida nas discussões com os Comitês de Bacia.

Compreende-se que as negociações políticas devam fazer parte da determinação do valor final dos coeficientes. Contudo, se as negociações políticas partirem de valores calculados de forma precisa e abrangente, haverá maior possibilidade dos coeficientes atenderem aos objetivos específicos da gestão de recursos hídricos do que aos interesses particulares de certos grupos de pressão.

Além disso, ao calcular os coeficientes de forma precisa e abrangente, o mecanismo de cobrança ganha transparência e conseqüentemente, credibilidade.

Vale ressaltar que não defende-se aqui um posicionamento tecnocrata e sim o uso da técnica para balizar e subsidiar as negociações político-sociais que devem ser feitas na definição da cobrança pelo uso da água em uma determinada bacia hidrográfica.

4 O PROBLEMA

Este capítulo apresenta o problema central que é analisado neste trabalho: como caracterizar o impacto causado por um determinado usuário aos demais usuários na bacia hidrográfica. Esse problema consiste, sem dúvida, num dos desafios da implementação do novo sistema de gestão de recursos hídricos no Brasil.

4.1 Por que o impacto de um usuário sobre os outros deve ser considerado?

Para caracterizar o uso da água, referente a um determinado usuário, não basta conhecer a quantidade de água por ele utilizada, precisa-se saber também qual o impacto que este uso causa aos demais usuários da bacia. O mecanismo de cobrança mais justo será aquele que puder quantificar esse impacto de forma mais precisa. Para ser precisa, essa avaliação deverá ser bem abrangente, envolvendo aspectos hidrológicos, econômicos, sociais e políticos.

Devido à complexidade do assunto e à magnitude de tal avaliação, este trabalho concentra-se na análise do impacto hidrológico. Entende-se como impacto hidrológico: a indisponibilização de vazões que um usuário causa aos outros usuários de uma bacia. Dessa forma, daqui em diante, ao ler-se impacto deve-se entender indisponibilização de vazões ou vazões indisponibilizadas, que são aquelas que um determinado usuário indisponibiliza para outros usuários, de forma direta ou indireta.

Neste trabalho, a análise do impacto do uso da água de um determinado usuário sobre os demais usuários na bacia baseia-se no seguinte pressuposto:

“O impacto que um usuário causa sobre os demais usuários na bacia é diretamente influenciado pelo tipo de uso da água (captação, consumo ou diluição), pela posição do usuário na bacia e pelo uso global da água no momento de análise do impacto.”

A seguir, analisa-se detalhadamente a influência de cada um destes três fatores no impacto de um determinado usuário sobre os demais usuários na bacia.

4.2 Tipo de uso

Relembrando a definição do capítulo anterior, nesse trabalho considera-se como tipos de uso da água: a captação, o consumo e a diluição. O uso de captação é definido como a retirada de água do corpo hídrico. Cita-se como exemplo do uso exclusivo de captação, as usinas hidrelétricas a fio d'água. Já o uso de consumo, é definido como a parcela do uso de captação que não é devolvida ao corpo hídrico, como ocorre nas transposições de bacia. O uso da diluição, finalmente, é definido como a quantidade de água necessária para diluir uma carga poluente. O lançamento de esgotos sem tratamento no rio exemplifica este tipo de uso.

Na prática, são poucos os usuários que exercem um tipo de uso exclusivamente. A maioria capta, consome e dilui ao mesmo tempo. Uma companhia de saneamento, por exemplo, capta, consome e dilui. A seguir, são demonstrados os impactos causados por cada tipo de uso.

4.2.1 Captação

Para análise do impacto relativo aos tipos de uso, considera-se o exemplo esquemático de uma bacia composta de um rio principal e dois afluentes, um em cada margem. Nessa bacia estão instalados quatro usuários hipotéticos, U_2 , U_3 , U_4 e U_5 . Considerando os usos da água dos usuários instalados, a bacia possui uma vazão disponível para captação, na sua foz, de $15 \text{ m}^3/\text{s}$. Dessa vazão, $5 \text{ m}^3/\text{s}$ provém do afluente da margem esquerda, $5 \text{ m}^3/\text{s}$ do afluente da margem direita e $5 \text{ m}^3/\text{s}$ do rio principal, como indicado na figura 4.1.

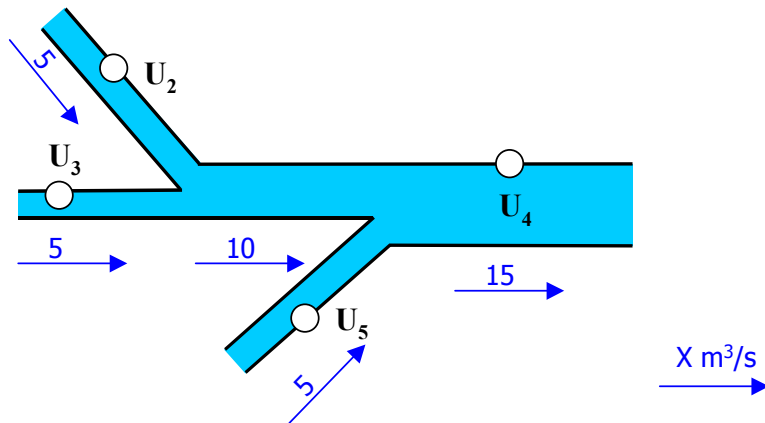


Figura 4.1 – Exemplo esquemático de uma bacia para análise do impacto relativo ao tipo de uso.

Agora, imagine que um novo usuário, denominado U_1 , decida instalar-se nessa bacia, entre as confluências dos dois afluentes com o rio principal. O usuário U_1 retira $10 \text{ m}^3/\text{s}$ do rio e devolve, nas mesmas condições, $10 \text{ m}^3/\text{s}$, como indicado na figura 4.2. Portanto, não consome nem dilui nada, ou seja, exerce exclusivamente o uso de captação.

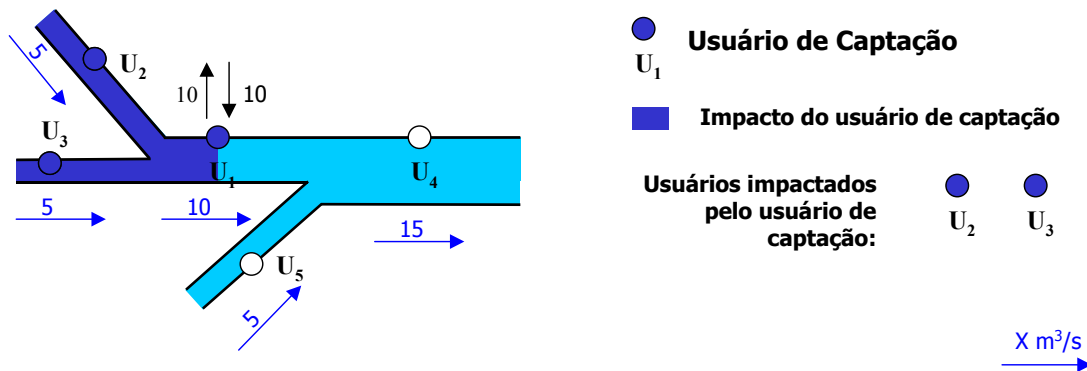


Figura 4.2 - Exemplo esquemático para análise do impacto do uso de captação de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia.

O usuário U_4 , situado a jusante de U_1 , não será impactado porque U_1 devolve toda a água que deriva. Para ele tudo se passa como se U_1 não existisse.

O usuário U_5 , localizado num afluente que deságua no rio principal a jusante de U_1 , também não será impactado. Para ele, tudo também se passa como se U_1 não existisse.

Já os usuários U_2 e U_3 , situados a montante de U_1 , serão impactados. Isto porque a vazão, no trecho de rio onde esses usuários se localizam, estará “reservada” para U_1 e não

poderá mais ser utilizada. Portanto, apesar da água estar fisicamente disponível nos trechos onde se localizam U_2 e U_3 , ela estará legalmente indisponível para outorga.

Destaca-se que U_2 e U_3 somente serão impactados se forem consumidores, ou seja, sendo exclusivamente captadores ou diluidores, não serão impactados. Se forem exclusivamente captadores, devolverão ao rio toda a água derivada e, portanto, o seu uso não afetará em nada a quantidade de água disponível para U_1 . Se forem exclusivamente diluidores, também não haverá alteração na quantidade de água disponível para U_1 ²³. Conseqüentemente, U_2 e U_3 , sendo exclusivamente captadores ou diluidores, são independentes de U_1 e não serão por ele impactados.

Portanto, **um usuário captador pode indisponibilizar água para usuários consumidores, situados a montante.**

Deve-se observar que, dependendo da quantidade de água utilizada pelo usuário captador e da vazão disponível no seu trecho e nos trechos a montante, nem todos os usuários a montante serão impactados.

4.2.2 Consumo

Para análise do uso de consumo, considera-se agora que o novo usuário U_1 retira 10 m^3/s e não devolve nada ao rio, como indicado na figura 4.3.

²³ Se U_2 e U_3 forem diluidores, haverá alteração apenas na qualidade da água para U_1 . No entanto, supõe-se neste trabalho que todos os diluidores irão lançar poluentes até o limite de classe do enquadramento do rio, ou seja, não haverá violações de classe. Com isso, captadores e consumidores, situados a jusante, retirarão sempre água do rio dentro do limite de enquadramento e, portanto, não serão influenciados por diluidores localizados a montante.

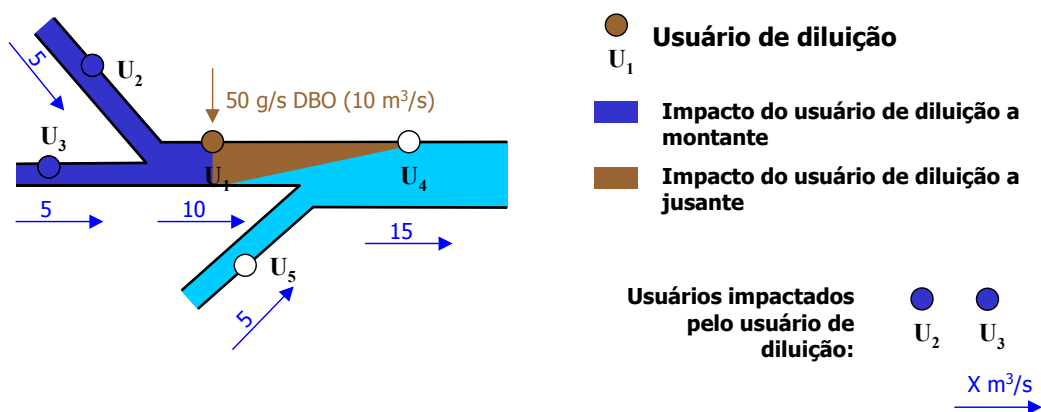


Figura 4.4 - Exemplo esquemático para análise do impacto do uso de diluição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia.

Para simplificar o entendimento, considera-se hipoteticamente que o usuário U_1 não capta água do rio, ou seja, lança a carga de DBO diretamente no corpo hídrico, alocando uma vazão de diluição de $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Por ser não-conservativa, a DBO decai com o tempo, ou seja, a sua concentração sofre um decaimento ao longo do rio. Nesse exemplo, considera-se que a concentração de DBO no rio chega a zero²⁴ no ponto imediatamente à montante de U_4 . Além disso, considera-se, também, que a única carga de DBO presente nos rios da bacia provém do lançamento de U_1 .

Para os usuários U_2 , U_3 e U_5 , tudo se passa, a princípio, da mesma maneira como nos dois exemplos anteriores, quando U_1 era exclusivamente captador e consumidor. Logo, conclui-se que o uso da água de um determinado usuário (U_1) pode impactar usuários consumidores situados a montante (U_2 e U_3), independente do tipo de uso que esse determinado usuário (U_1) exerça.

²⁴ Adotou-se essa hipótese para facilitar a compreensão do exemplo, apesar de, na prática, isso dificilmente ocorrer.

Ressalta-se, no entanto, que a observação quanto ao fato de U_2 e U_3 somente serem impactados se forem consumidores, não vale no caso de U_1 ser diluidor de DBO. Neste exemplo, se U_2 ou U_3 também forem diluidores de DBO, a vazão de diluição alocada por eles talvez não possa mais ser utilizada para diluir a carga lançada por U_1 . Essa possibilidade depende do decaimento da concentração de DBO do ponto de lançamento de U_2 ou U_3 até o ponto onde se localiza U_1 . Por outro lado, se U_2 ou U_3 forem diluidores de um poluente diferente de DBO, não serão impactados.

Portanto, conclui-se que os usuários U_2 e U_3 podem ser impactados por U_1 se forem consumidores ou diluidores do mesmo poluente.

O usuário U_4 não é impactado porque a carga de DBO lançada por U_1 decai a zero antes de chegar a U_4 . Se U_1 lançar uma carga de um poluente conservativo, ou seja, que não sofre decaimento ao longo do rio, o usuário U_4 poderá ser impactado. Deve-se destacar que U_4 somente será impactado se for diluidor do mesmo poluente. Caso U_4 seja captador, consumidor ou diluidor de outro poluente, não será impactado por U_1 .

Desse modo, **um usuário diluidor pode indisponibilizar água para os usuários consumidores situados a montante, bem como para os usuários diluidores do mesmo poluente situados a montante e a jusante.**

A seguir, apresenta-se a tabela 4.1, que resume os impactos de um determinado usuário sobre os demais usuários na bacia, relativos a cada tipo de uso da água.

Tabela 4.1 - Resumo dos impactos de um usuário sobre os outros, relativas a cada tipo de uso da água.

POTENCIAL IMPACTO A MONTANTE	TIPO DE USUÁRIO	POTENCIAL IMPACTO A JUSANTE
CONSUMIDORES	CAPTADOR	-
CONSUMIDORES	CONSUMIDOR	CAPTADORES, CONSUMIDORES E DILUIDORES * (qualquer poluente)
CONSUMIDORES E DILUIDORES (mesmo poluente)	DILUIDOR	DILUIDORES (mesmo poluente)

*O impacto a jusante de um consumidor não é potencial e sim inevitável

Percebe-se que, dentre os três tipos de uso, o consumo é aquele que mais impacta os outros usuários.

4.3 Localização do usuário na bacia

Para analisar a influência da posição do usuário no impacto que ele causa aos demais usuários na bacia, será utilizado o exemplo esquemático de um rio, cuja vazão disponível para outorga é de $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Neste rio estão instalados dois usuários: um aqüicultor (U_2), que capta $10 \text{ m}^3/\text{s}$ e devolve $10 \text{ m}^3/\text{s}$, nas mesmas condições e uma usina hidrelétrica a fio d'água (U_3), que capta $10 \text{ m}^3/\text{s}$ e devolve $10 \text{ m}^3/\text{s}$, também nas mesmas condições, como indicado na figura 4.5.

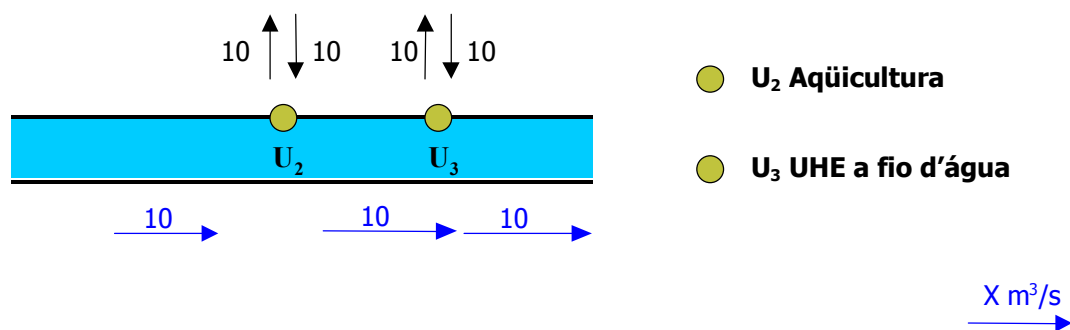


Figura 4.5 - Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – Usuários U_2 e U_3 instalados no rio.

Agora, imagine que um usuário consumidor (U_1), que capta $5 \text{ m}^3/\text{s}$ e nada devolve ao corpo hídrico, decida instalar-se neste rio.

Caso o usuário U_1 decida instalar-se a montante do usuário U_2 , seu uso impactará os usuários U_2 e U_3 . Isso ocorre porque o uso da água do usuário U_1 reduzirá a vazão disponível, no ponto onde se localizam os usuários U_2 e U_3 , de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ para $5 \text{ m}^3/\text{s}$, como indicado na figura 4.6.

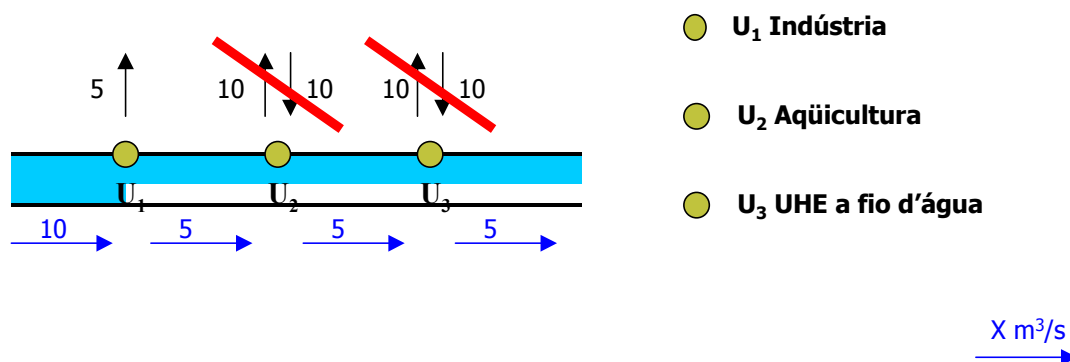


Figura 4.6 -Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a montante do usuário U_2 .

Como os usuários U_2 e U_3 captam, cada um, $10 \text{ m}^3/\text{s}$, correrão o risco de terem suas atividades inviabilizadas devido ao impacto causado por U_1 .

No entanto, a situação será diferente se o usuário U_1 decidir instalar-se a jusante do usuário U_3 , como indicado na figura 4.7.

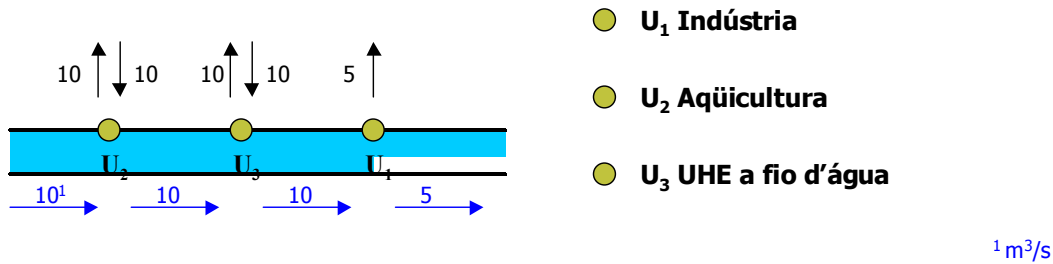


Figura 4.7 -Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U₁ a jusante do usuário U₃.

Estando o usuário U₁ localizado a jusante de U₃, seu impacto sobre os dois outros usuários será nulo. Esse resultado está de acordo com a afirmação de que um usuário consumidor pode indisponibilizar água apenas para os usuários consumidores situados a montante. Como os usuários U₂ e U₃ são usuários captadores, não serão afetados pelo usuário consumidor U₁.

No entanto, no exemplo analisado, foram considerados apenas usuários de captação e consumo. Para prosseguir na análise da influência da localização do usuário no seu impacto, necessita-se analisar também um exemplo com um usuário diluidor.

Imagine que, ao invés do aqüicultor e da UHE a fio d'água, esteja instalado no rio uma indústria (U₂), que capta 5 m³/s e devolve 5 m³/s, com uma carga de 40g de DBO, como indicado na figura 4.8. Considera-se o usuário U₂ como um diluidor de 8 m³/s.

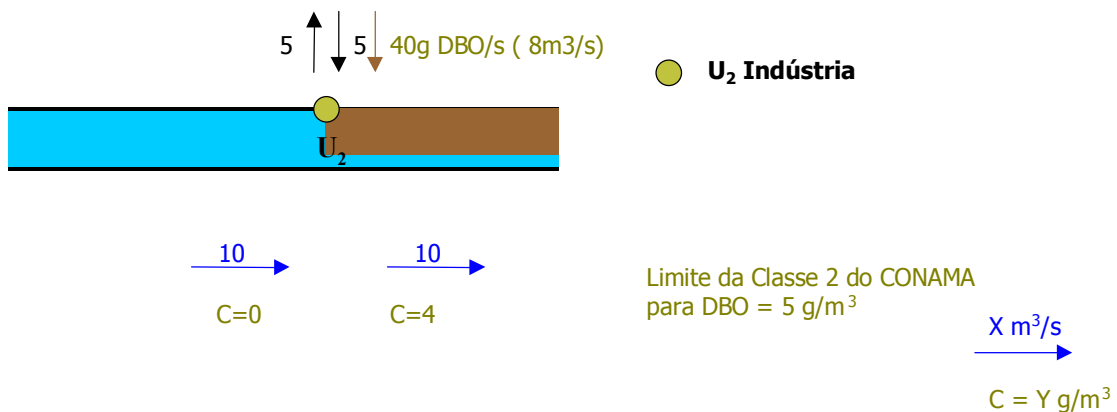


Figura 4.8 - Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – usuário U₂ instalado no rio.

Agora, imagine que uma nova indústria (U_1) decida instalar-se no rio. O usuário U_1 capta $5 \text{ m}^3/\text{s}$ e não devolve nada ao corpo hídrico, sendo considerado como um usuário consumidor de $5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Caso o usuário U_1 decida instalar-se a montante do usuário U_2 , seu uso impactará U_2 . Isso ocorre porque a vazão disponível para diluição, no ponto onde se localiza U_2 , será reduzida de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ para $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Como o usuário U_2 necessita de uma vazão de diluição de $8 \text{ m}^3/\text{s}$, sua atividade poderá ser inviabilizada ou, caso ele mantenha seu uso, a concentração de DBO no rio aumentará para $8 \text{ g}/\text{m}^3$. Com o aumento de concentração de DBO no rio, ocorrerá violação de classe no trecho onde se localiza o usuário U_2 , como indicado na figura 4.9.

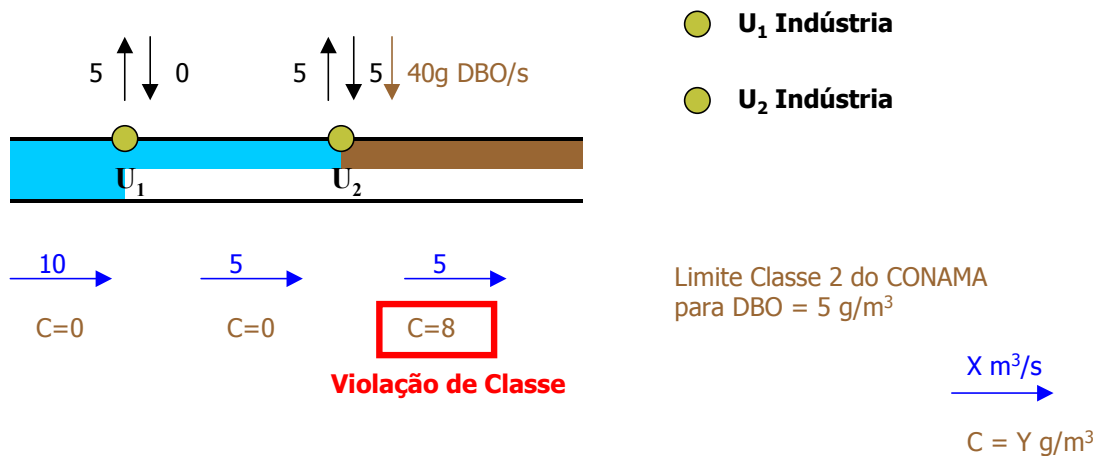


Figura 4.9 - Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a montante do usuário U_2 .

Por outro lado, caso o usuário U_1 decida instalar-se a jusante do usuário U_2 , seu uso em nada impactará U_2 . Isso se deve ao fato de que a vazão disponível para diluição, no ponto onde se localiza U_2 , permanecer em $10 \text{ m}^3/\text{s}$, suficientes para diluir a carga lançada por U_2 sem que ocorra violação de classe, como indicado na figura 4.10.

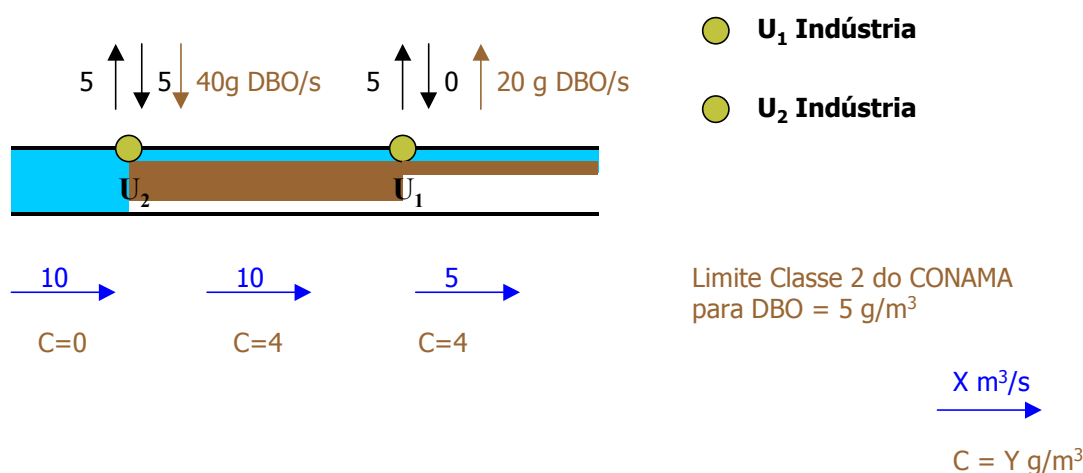


Figura 4.10 - Exemplo esquemático para análise do impacto relativo à posição de um determinado usuário sobre os outros em uma bacia – entrada do usuário U_1 a jusante do usuário U_2 .

Note que o usuário U_1 , ao retirar 5 m^3/s de água do corpo hídrico, retira também 20 g/s de DBO. A concentração de DBO, no entanto, permanece inalterada em 4 g/m^3 .

Portanto, os dois exemplos apresentados demonstram que a posição de um determinado usuário na bacia hidrográfica influencia o seu impacto sobre os outros usuários situados na mesma bacia.

Além disso, o resultado do último exemplo comprova a afirmação de que um usuário consumidor pode indisponibilizar água para os usuários consumidores situados a montante. Como o usuário U_2 é um usuário diluidor, apesar de estar a montante, não será afetado pelo usuário consumidor U_1 .

4.4 Uso global da água no momento de análise do impacto

Define-se uso global da água no momento de análise do impacto como o conjunto dos usos da água de todos os usuários instalados na bacia no momento de análise do impacto.

Para estudar a influência do uso global da água no momento de análise do impacto, utiliza-se o exemplo esquemático de um rio, onde encontra-se instalado um usuário U_3 , cujo uso é indiferente. A vazão disponível no rio é de $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Imagine que os usuários U_1 e U_2 decidam instalar-se nesse rio, sendo U_1 a montante de U_3 e U_2 a montante de U_1 . Ambos usuários captam $5 \text{ m}^3/\text{s}$ sendo que o usuário U_1 não devolve nada e o usuário U_2 devolve $5 \text{ m}^3/\text{s}$, com uma carga de 25 g de DBO. Considerando-se que o rio está enquadrado na classe 2 do CONAMA e aplicando-se a equação 3.1, encontra-se uma vazão alocada para diluição para o usuário U_2 de $5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Espera-se, a princípio, que o impacto conjunto de U_1 e U_2 seja a indisponibilização de $10 \text{ m}^3/\text{s}$, que resulta da soma dos impactos individuais de cada um. No entanto, não é isso que ocorre, como pode ser observado na figura 4.11.

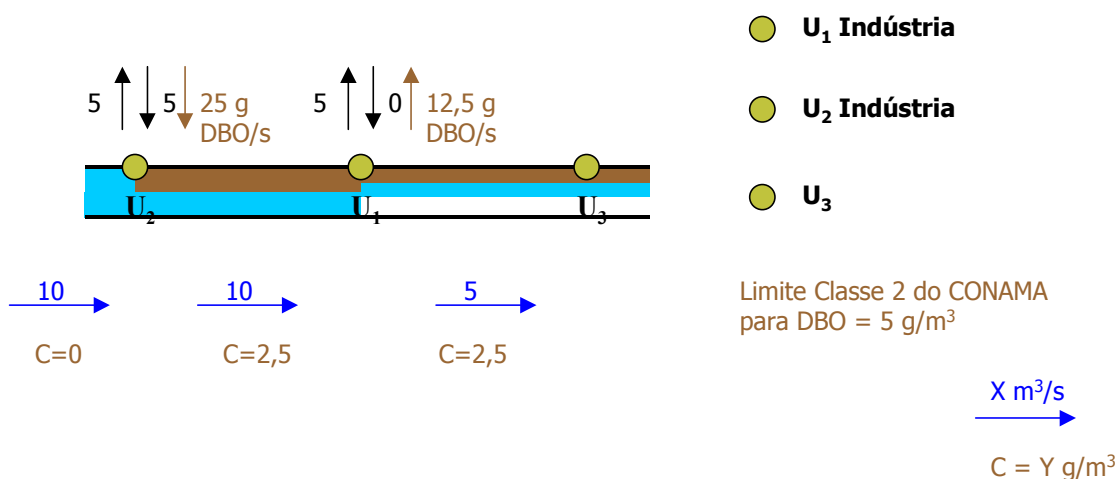


Figura 4.11 - Exemplo esquemático para avaliação da influência do uso global da água no momento de análise do impacto.

O impacto conjunto de U_1 e U_2 será a indisponibilização de $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo $5 \text{ m}^3/\text{s}$ efetivamente retirados do corpo hídrico e $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ alocados para diluição.

O impacto conjunto de U_1 e U_2 é diferente da soma dos seus impactos individuais porque o usuário U_1 tem influência sobre o impacto do usuário U_2 . Essa influência se deve à retirada de $12,5 \text{ g/s}$ de DBO, efetuada por U_1 quando da sua retirada de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ de

água. Dessa forma, conclui-se que o impacto de dois ou mais usuários juntos pode ser menor que a soma dos seus impactos individuais, mas nunca o contrário.

Essa conclusão caracteriza a não-linearidade do impacto de um usuário sobre os outros em função do uso global da água na bacia. Essa não-linearidade pode ser também influenciada pelo efeito sinérgico, existente entre alguns poluentes.

Resumindo o capítulo, para uma real caracterização do uso da água de um determinado usuário, necessita-se avaliar os tipos de uso da água exercidos por este usuário, a sua localização na bacia e o uso global da água no momento da análise do seu impacto.

5 METODOLOGIA PROPOSTA

Neste capítulo propõe-se uma nova metodologia de cobrança pelo uso da água cuja principal especificidade é a caracterização, de forma precisa e abrangente, do impacto causado por um determinado usuário sobre os demais usuários na bacia.

A apresentação dessa metodologia compreende, primeiramente, a descrição de um novo conceito, sobre o qual ela foi construída para, em seguida, descrevê-la em detalhes. Posteriormente, apresenta-se alguns exemplos de aplicação da metodologia, visando facilitar a sua compreensão. Por último, são sugeridas outras aplicações para o novo conceito apresentado nesse trabalho.

5.1 Um Novo Conceito: Escassez de Outorga

A metodologia de cobrança proposta aqui apresentada baseia-se em um novo conceito denominado “escassez de outorga”. É importante salientar que o conceito de “escassez” é amplamente conhecido e utilizado. No entanto, a metodologia construída neste trabalho propõe uma nova abordagem para este conceito, baseada na outorga de direitos de uso da água. Deste modo, este novo conceito é definido da seguinte forma:

“A escassez de outorga constitui-se na razão entre a vazão total já outorgada em um trecho, rio ou bacia, qualquer que seja o tipo de uso, e a vazão total outorgável naquele trecho, rio ou bacia, considerando que não haja usuários lá instalados.”

E expresso pela Equação 5.1.

$$\text{Escassez de outorga} = \frac{\text{Vazão Total Outorgada}}{\text{Vazão Total Outorgável}}$$

Equação 5.1

Por simplicidade, a escassez de outorga será denominada simplesmente de escassez (E). Se a bacia não possuir usuário outorgado, a escassez será zero. Se por outro lado, todas as outorgas disponíveis já tiverem sido concedidas, a escassez será de 100% ou igual a 1. Portanto, quanto maior for a quantidade de outorgas concedidas em uma bacia, maior será a escassez naquela bacia.

Quando a primeira outorga é concedida em uma bacia, a vazão outorgável total naquela bacia diminui. Para diferenciar a vazão outorgável inicial da bacia - antes que qualquer usuário lá se instale - e as vazões outorgáveis após a instalação dos usuários, serão definidos dois termos: vazão bruta disponível para outorga (Q_B) e vazão líquida disponível para outorga (Q_L). Define-se Q_B como a vazão total outorgável, em um determinado trecho, rio ou bacia, considerando que não haja nenhum usuário lá instalado e Q_L como a vazão total outorgável, em um determinado trecho, rio ou bacia, considerando todos os usuários lá instalados. A vazão total outorgada será, portanto, o resultado da subtração de Q_B por Q_L . Com isso, a escassez em um determinado trecho, rio ou bacia pode ser expressa pela Equação 5.2 apresentada a seguir.

$$E = \frac{Q_B - Q_L}{Q_B}$$

Equação 5.2

No entanto, quando uma outorga é concedida em um trecho, ela não só diminui a quantidade de outorgas disponíveis naquele trecho, como também, a quantidade de outorgas disponíveis em outros trechos a montante e a jusante. Isto ocorre porque o uso da água em um trecho indisponibiliza usos da água em outros trechos, como visto no capítulo anterior. A quantidade e a localização das outorgas indisponibilizadas depende

de uma série de características como o tipo de uso, a localização do usuário, a quantidade de água outorgada, a topologia da bacia, entre outras.

Portanto, para o cálculo da escassez na bacia causada por uma outorga em um determinado trecho, deve-se dividir o somatório das outorgas indisponibilizadas por ela em cada um dos n trechos da bacia pelo somatório das Q_B nos n trechos da bacia, como indica a Equação 5.3.

$$E = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{B_i} - Q_{L_i})}{\sum_{i=1}^n Q_{B_i}}$$

Equação 5.3

Por outro lado, como existem diferentes tipos de uso da água na bacia, deve-se considerar, no cálculo da escassez, as outorgas relacionadas a cada um desses tipos de uso. Sendo assim, a escassez poderá ser determinada para captação, consumo e diluição de diversos poluentes, como indicado na Equação 5.4.

$$E_j = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{B_{ij}} - Q_{L_{ij}})}{\sum_{i=1}^n Q_{B_{ij}}}$$

onde j = captação, consumo, diluição de DBO, diluição de coliformes, etc.

Equação 5.4

Para determinação da escassez global na bacia, ou seja, aquela que engloba todos os tipos de uso, soma-se, no numerador, as vazões indisponibilizadas nos u tipos de uso e, no denominador, as Q_B dos u tipos de uso, como indicado na Equação 5.5.

$$E_{GLOBAL} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^u (Q_{B_{ij}} - Q_{L_{ij}})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^u Q_{B_{ij}}}$$

Equação 5.5

Finalmente, foi incluído um último termo no cálculo da escassez: o comprimento dos trechos (L). Esse termo deve ser considerado porque, dependendo da forma como a bacia for discretizada, podem haver trechos de comprimentos diferentes, resultando em impactos diferentes. Por exemplo, quanto maior for o trecho, maior será o impacto que uma outorga, nele indisponibilizada, causa à bacia. Dessa forma, as Equações 5.4 e 5.5 passam a ser escritas da seguinte forma:

$$E_j = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{B_{ij}} - Q_{L_{ij}}) \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n Q_{B_{ij}} \cdot L_i}$$

Equação 5.6

$$E_{GLOBAL} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^u (Q_{B_{ij}} - Q_{L_{ij}}) \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^u Q_{B_{ij}} \cdot L_i}$$

Equação 5.7

Portanto, a equação 5.6 calcula a escassez para cada tipo de uso na bacia e a equação 5.7 calcula a escassez global na bacia. A aplicação destas equações requer a determinação de Q_B e Q_L para cada tipo de uso, em cada trecho da bacia.

Determinação de Q_B

A determinação da vazão bruta disponível para outorga implica no conhecimento das vazões mínimas ao longo dos trechos da bacia e na determinação da parcela dessas vazões que poderá ser outorgada.

As vazões mínimas são determinadas através da aplicação de métodos estatísticos às séries de vazões naturais²⁵. Dentre esses métodos, os mais utilizados são a Q_{95} , que é a

²⁵ Considera-se vazão natural como a vazão do rio sem que haja nenhum usuário instalado na bacia, inclusive reservatórios que promovam regularização de vazões.

vazão mínima garantida com probabilidade de 95% e a $Q_{7,10}$, que é calculada por média móvel com intervalo de 7 dias e 10 anos de recorrência.

Com relação à determinação da parcela das vazões mínimas que poderá ser outorgada, normalmente, a autoridade outorgante reserva uma vazão para a manutenção dos ecossistemas aquáticos, denominada de vazão ecológica (Q_{eco}). A vazão ecológica nos rios de domínio do estado de Minas Gerais, por exemplo, foi definida pela autoridade outorgante, o IGAM, em 70% da $Q_{7,10}$ (SCHVARTZMAN *et al*, 2002). A variação de Q_B em função do tipo de uso também deverá ser definida pela autoridade outorgante. A autoridade outorgante pode considerar, por exemplo, que a vazão ecológica pode ser utilizada para diluição de poluentes. Neste caso as Q_B de diluição serão maiores que as Q_B de captação e consumo.

Determinação de Q_L

Para determinação da vazão líquida disponível para outorga em um determinado trecho, compara-se a disponibilidade bruta de água naquele trecho (Q_B), com os usos de captação, consumo e diluição de poluentes existentes na bacia, a montante e a jusante do trecho de interesse. No quadro 5.1 apresenta-se as equações e conceitos, baseadas na proposta de LYRA *et al* (2001), que são utilizadas, neste trabalho, para determinação das Q_L .

$Q_{L\ cap} =$	<i>Folga Quantitativa</i> no trecho de interesse
$Q_{L\ con} =$	MIN <ul style="list-style-type: none"> - <i>Folga Quantitativa</i> no trecho de interesse - Menor (<i>Folga Quantitativa</i> - Q_{NCON}) nos trechos a jusante - Menor (<i>Folga Quantitativa</i> - $\sum Q_{DIL}$) nos trechos a jusante
$Q_{L\ dil} =$	MIN <ul style="list-style-type: none"> - <i>Folga de Diluição</i> no trecho de interesse - Menor (<i>Folga de Diluição</i> + $\sum Q_{CON}$) nos trechos a jusante corrigida¹

Onde,

<i>Folga Quantitativa</i>	$=$	$Q_{B\ con}$	\cdot	$\frac{\sum Q_{CON} \text{ nos trechos de montante}}{\text{(incluindo o trecho de interesse)}}$		
<i>Folga de Diluição</i>	$=$	$Q_{B\ dil}$	\cdot	$\frac{\sum Q_{CON} \text{ nos trechos de montante}}{\text{(incluindo o trecho de interesse)}}$	$-$	$\frac{\sum Q_{dil} \text{ nos trechos de montante}}{\text{(incluindo o trecho de interesse e considerando o decaimento}^2\text{)}}$

E,

$Q_{B\ con}$ e $Q_{B\ dil}$	-	Vazões brutas disponíveis para outorga de consumo e diluição respectivamente
$Q_{L\ cap}$, $Q_{L\ con}$ e $Q_{L\ dil}$	-	Vazões líquidas disponíveis para outorga de captação, consumo e diluição respectivamente
Q_{con} e Q_{dil}	-	Vazões outorgadas para consumo e diluição respectivamente
Q_{ncon}	-	Vazão não-consuntiva = parcela da vazão captada que é devolvida ao corpo hídrico = $Q_{cap} - Q_{con}$

¹ A correção das folgas de diluição a jusante considera que, no trecho de interesse, estas folgas serão maiores pois haverá decaimento dos poluentes não-conservativos no percurso entre o trecho de interesse e o trecho onde se localiza a folga.

² A correção das Q_{dil} de montante considera que haverá decaimento dos poluentes não-conservativos no percurso entre o trecho de montante e o trecho de interesse.

Quadro 5.1 – Equações e conceitos utilizados na determinação da disponibilidade líquida de outorga (Q_L).
 Fonte: Adaptado de LYRA *et al* (2001)

5.2 Formulação da Metodologia

A metodologia de cobrança pelo uso da água proposta nesse trabalho é apresentada na equação 5.8.

$$\text{Cobrança} = (E_{cap} + E_{con} + E_{dil\ BDO} + \dots + E_u) \cdot \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = \sum_{j=1}^u E_j \cdot \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = \sum_{j=1}^u \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{B_{ij}} - Q_{L_{ij}}) \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n Q_{B_{ij}} \cdot L_i} \right) \cdot \text{Preço Unitário}$$

Equação 5.8

Note que a base de cálculo para a cobrança compõe-se da soma da escassez de captação, de consumo e de diluição dos poluentes considerados. A escassez global, que engloba todos os tipos de uso considerados, possui aplicações que serão descritas ao longo do texto, mas não se aplica à fórmula da cobrança, da maneira como está proposta nesse trabalho.

Com a utilização dessa metodologia, o preço unitário deverá ser determinado por unidade de escassez, e não mais por volume de água utilizado ou carga de poluentes lançada, e será único, compreendendo todos os tipos de uso (captação, consumo e diluição de todos os poluentes considerados²⁶). Entretanto, como indicado no capítulo três, a definição do critério mais adequado para determinação do preço não será

²⁶ A metodologia de cobrança proposta permite que sejam considerados quantos poluentes sejam necessários. Para isso, basta acrescentar novas outorgas para diluição de cada um dos novos poluentes, aumentando, com isso, o número total de outorgas na bacia.

abordada neste trabalho, pois essa definição depende dos objetivos da cobrança e das condicionantes de cada bacia. No entanto, a escassez pode ser utilizada como base de cálculo, independente do critério de determinação do preço utilizado. Para isso, basta que o preço seja determinado por unidade percentual de escassez. Por exemplo, 1% de escassez em determinada bacia custaria R\$ 10,00. Logo, para calcular o valor da cobrança de um usuário, bastaria multiplicar a escassez causada por este usuário por R\$ 10,00.

A metodologia de cobrança proposta neste trabalho tem, aparentemente, a mesma estrutura básica das metodologias existentes, ou seja, cobrança *é igual a* base de cálculo vezes o preço unitário. No entanto, ela propõe grande mudança ao considerar a escassez da água como base de cálculo, ao invés de parâmetros como vazão ou carga de poluentes lançada. Dessa forma, utiliza-se um único parâmetro para caracterizar os usos de captação, consumo e diluição de poluentes, de qualquer usuário cujo uso possa ser discriminado nestes termos. Com o uso da escassez na base de cálculo, dispensa-se a diferenciação entre os preços para cada tipo de uso. Além disso, pode-se diferenciar a cobrança em função da localização do usuário e do uso global da água no momento de análise, sem necessidade de utilização de coeficientes multiplicadores, uma vez que já estão internalizados no cálculo da escassez.

5.3 Exemplos de Aplicação

Visando facilitar a compreensão da metodologia de cobrança proposta, apresenta-se, nesta seção, alguns exemplos hipotéticos, que se baseiam na bacia utilizada no capítulo anterior, agora discretizada em 10 trechos, como indicado na figura 5.1.

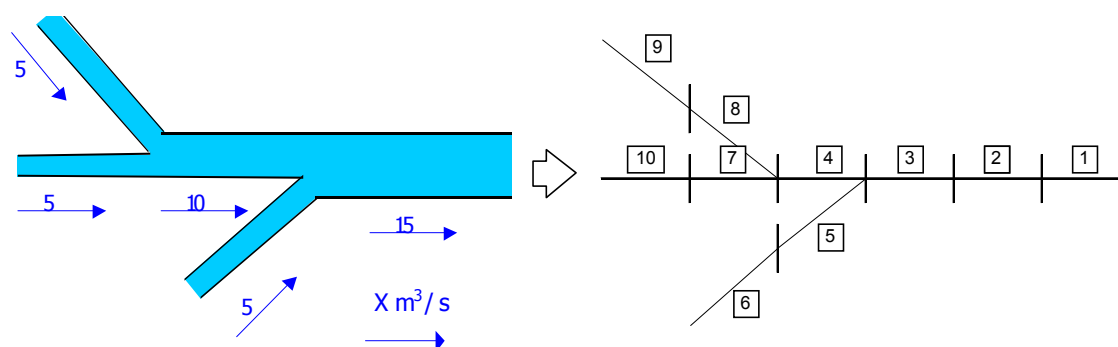


Figura 5.1 – Discretização do rio hipotético em dez trechos

O cálculo das disponibilidades líquidas de outorga (Q_L), nesses exemplos, é realizado por um sistema de concessão de outorgas elaborado em planilhas de cálculo Excel®, com base nos conceitos e equações propostos por LYRA *et al* (2001), indicados no quadro 5.1.

Na elaboração desse sistema de concessão de outorgas, foram consideradas as seguintes hipóteses:

- *As vazões incrementais relativas a um determinado trecho são inseridas no início do trecho;*
- *O uso da água, independentemente do tipo, ocorre sempre no início do trecho;*
- *Ocorre um decaimento da carga de DBO de 20% , entre um trecho e outro;*
- *Um usuário consumidor retira parte da carga poluente do rio, junto com a água derivada;*

A planilha onde se determina, passo a passo, a escassez, ou seja, a base de cálculo da metodologia de cobrança pelo uso da água, é apresentada na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Planilha de determinação da base de cálculo da cobrança nos exemplos hipotéticos.

Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Brutas x Comprimento dos Trechos			
Tr	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{NCON}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) . L}	(Q _{B con-Q_{L con}) . L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) . L}	(Q _{B-Q_L) tot . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}	Q _{B dil DBO . L}	Q _{B tot . L}
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O*B	T=P*B	U=Q*B	V=R*B	X=F*B	Y=G*B	W=H*B	Z=X+Y+W
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	15,00									150,0	150,0	150,0	450,0
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	15,00									150,0	150,0	150,0	450,0
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	15,00									150,0	150,0	150,0	450,0
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0				10,0	10,0	10,00									200,0	200,0	200,0	600,0
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0
TOTAL					85	85	85				85,0	85,0	85,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0	950,0	950,0	950,0	2.850

Cada linha da planilha corresponde a um trecho da bacia e as colunas contém as informações descritas no quadro 5.2:

Coluna A	-	Número do trecho
Coluna B	-	Comprimento do trecho
Coluna C	-	Vazão mínima incremental
Coluna D	-	Vazão mínima acumulada
Coluna E	-	Vazão ecológica
Colunas F, G e H	-	Vazões brutas disponíveis para captação, consumo e diluição de DBO, respectivamente
Colunas I, J e K	-	Usos não-consuntivo (Q_{NCON}^{27}), de consumo e de diluição de DBO, respectivamente
Colunas L, M e N	-	Vazões líquidas disponíveis para captação, consumo e diluição de DBO, respectivamente
Colunas O, P, Q e R	-	Vazões indisponibilizadas para captação, consumo, diluição de DBO e total, respectivamente
Colunas S, T, U e V	-	Vazões indisponibilizadas, multiplicadas pelo comprimento dos trechos
Colunas X, Y, W e Z	-	Vazões brutas disponíveis, multiplicadas pelo comprimento dos trechos

Quadro 5.2 – Descrição das colunas da planilha de cálculo da escassez

Pode ser observado que as colunas I, J e K estão em branco, ou seja, não há usuários instalados na bacia. Logo, os valores de escassez para captação, consumo e diluição são de 0%, como indicado na figura 5.2.

²⁷ A definição de Q_{NCON} encontra-se no quadro 5.1.

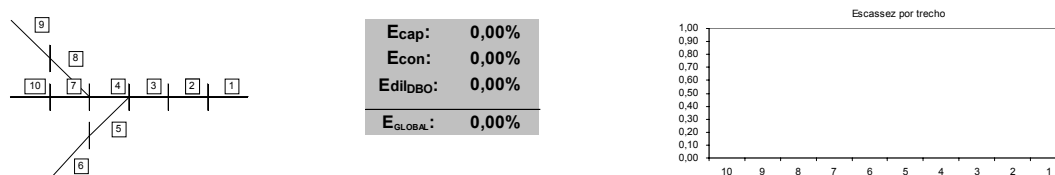


Figura 5.2 – Valores de escassez de captação, consumo, diluição de DBO e escassez global

Os valores da escassez são apresentados de diversas formas. Primeiramente, apresenta-se, no centro da figura, os valores da escassez de captação, consumo e diluição na bacia. Logo abaixo desses valores, apresenta-se também a escassez global na bacia.

À esquerda da figura, apresenta-se a divisão da bacia por trechos, onde a cor de cada trecho representa a magnitude da escassez daquele trecho específico, ou seja, a relação entre a vazão outorgada e a vazão outorgável no trecho. Como a escassez é zero em todos os trechos da bacia, a cor de todos os trechos é branca. Este mesmo efeito é também apresentado à direita da figura, através de um gráfico onde a altura das barras representa a magnitude da escassez em cada trecho. Novamente, como a escassez é zero em todos os trechos da bacia, todas as barras do gráfico têm altura zero.

A seguir, são apresentados exemplos que demonstram como a metodologia proposta diferencia a cobrança pelo uso da água em função dos seguintes fatores: tipo de uso, localização do usuário na bacia e uso global da água no momento de análise do impacto.

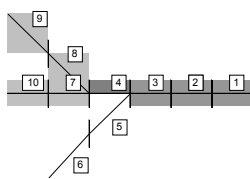
5.3.1 Tipo de Uso

Neste exemplo, analisa-se três situações para um mesmo trecho da bacia: consumo de 7 m³/s, captação de 7 m³/s e uso de 7 m³/s para diluição de DBO.

Consumo

Suponha que um usuário que consome 7 m³/s decida instalar-se no trecho 4. O cálculo da escassez causada por esse usuário é indicado na figura 5.3.

Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Bruta Comprimento dos Trech		
Tr	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dll DBO}	Q _{incon}	Q _{con}	Q _{dll DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dll DBO}	Q _{B cap} -Q _{L cap}	Q _{B con} -Q _{L con}	Q _{B dll DBO} -Q _{L dll DBO}	(Q _B -Q _L) tot	(Q _{B cap} -Q _{L cap}).L	(Q _{B con} -Q _{L con}).L	(Q _{B dll DBO} -Q _{L dll DBO}).L	(Q _B -Q _L) tot . L	Q _{B cap} . L	Q _{B con} . L	Q _{B dll DBO} . L
														O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O'B	T=P'B	U=Q'B	V=R'B	X=F'B	Y=G'B	W=H'B
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	8,0	7,0	7,0	7,0	21,0	70,0	70,0	70,0	210,0	150,0	150,0	150,0
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	8,0	7,0	7,0	7,0	21,0	70,0	70,0	70,0	210,0	150,0	150,0	150,0
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	8,0	7,0	7,0	7,0	21,0	70,0	70,0	70,0	210,0	150,0	150,0	150,0
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0	7,0			3,0	3,0	3,0	7,0	7,0	7,0	21,0	140,0	140,0	140,0	420,0	200,0	200,0	200,0
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,0		2,0		2,0		20,0		20,0	50,0	50,0	50,0
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,0		2,0		2,0		20,0		20,0	50,0	50,0	50,0
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,0		2,0		2,0		20,0		20,0	50,0	50,0	50,0
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,0		2,0		2,0		20,0		20,0	50,0	50,0	50,0
TOTAL					85	85	85				57,0	49,0	57,0	28,0	36,0	28,0	92,0	350,0	430,0	350,0	1.130	950,0	950,0	950,0



E_{cap}:	36,84%
E_{con}:	45,26%
E_{dllDBO}:	36,84%
E_{GLOBAL}:	39,65%

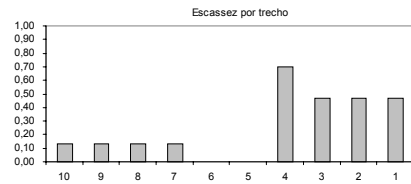


Figura 5.3 – Determinação da escassez causada por um usuário que consome 7 m³/s no trecho 4.

Analisando-se as colunas L, M e N, percebe-se que as Q_L de captação, consumo e diluição, nos trechos de jusante do trecho 4, foram reduzidas de 15 m³/s para 8 m³/s. Já as Q_L de consumo, nos trechos a montante, foram reduzidas de 5 m³/s para 3 m³/s. Conseqüentemente, foram indisponibilizados 7 m³/s em outorgas de captação, consumo e diluição, nos trechos a jusante, e 2 m³/s em outorgas de consumo, nos trechos a montante (ver colunas O, P e Q). A coloração cinza indica os trechos e o tipo de uso para os quais houve indisponibilização de vazões.

Esse exemplo demonstra, novamente, que um usuário de consumo pode indisponibilizar água para os usuários consumidores situados a montante e indisponibilizará, inevitavelmente, água para todos os captadores, consumidores e diluidores situados a jusante. Pode-se também observar este impacto na divisão da bacia por trechos e no gráfico de barras.

Na coluna R são somadas as vazões indisponibilizadas para os três tipos de uso. Nas colunas S, T, U e V as vazões indisponibilizadas são multiplicadas pelo comprimento dos trechos onde se localizam. Na última linha da tabela, esses valores são somados para toda a bacia.

Nas colunas X, Y e W, as Q_B são multiplicadas pelo comprimento dos trechos onde se localizam e, na coluna Z, são somadas todas as Q_B multiplicadas pelos comprimentos dos trechos. Na última linha da tabela, estes valores são também somados para toda a bacia.

A escassez de captação na bacia resulta da divisão da vazão total indisponibilizada para outorga de captação na bacia (coluna S) pela vazão bruta disponível para outorga de captação na bacia (coluna X), ou seja, 350 dividido por 950 que é igual a 0,3684 ou 36,84%. O mesmo raciocínio se aplica ao cálculo da escassez de consumo na bacia, da escassez de diluição de DBO na bacia e da escassez global na bacia. Logo, seus valores são de 45,26%, 36,84% e 39,65%, respectivamente.

Finalmente, aplicando-se na equação 5.8 os valores calculados para a escassez na bacia de captação, consumo e diluição de DBO, obtém-se:

$$\text{Cobrança} = (36,84 + 45,26 + 36,84) \% \times \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = 118,95\% \times \text{Preço Unitário}$$

Essa metodologia mostra de forma clara ao usuário que consome 7 m³/s no trecho 4 que o seu uso indisponibiliza 36,84% das vazões disponíveis para captação na bacia, 45,26% das vazões disponíveis para consumo e 36,84% das vazões disponíveis para diluição de DBO. Esses valores de escassez representam o impacto causado pelo uso da água desse usuário sobre os demais usuários na bacia. Dessa forma, esse usuário deve pagar 118,95 vezes o preço unitário da escassez na bacia.

Captação

Suponha agora que um outro usuário, que capta 7 m³/s e devolve 7 m³/s, nas mesmas condições, decida instalar-se no mesmo trecho quatro. O cálculo da escassez causada por esse outro usuário é indicado na figura 5.4.

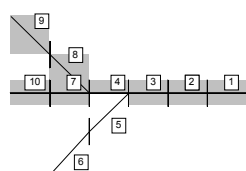
Cobrança = 8,42% x Preço Unitário

Desta forma, esse usuário pagará, pelo impacto do seu uso da água sobre os demais usuários na bacia, 8,42 vezes o preço unitário da escassez na bacia.

Diluição

Suponha, neste caso, que um terceiro usuário, que aloca 7 m³/s para diluição de DBO, decida instalar-se no mesmo trecho quatro. Na figura 5.5, apresenta-se o cálculo da escassez causada por este novo usuário.

Tr	Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Brutas x Comprimento dos Trechos			
	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{in con}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) . L}	(Q _{B con-Q_{L con}) . L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) . L}	(Q _{B-Q_L) tot . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}	Q _{B dil DBO . L}	Q _{B tot . L}	
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O*B	T=PB	U=Q*B	V=R*B	X=F*B	Y=G*B	W=H*B	Z=X+Y+W	
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	11,42			3,58	3,6			35,8	35,8	150,0	150,0	150,0	450,0	
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	10,52			4,48	4,5			44,8	44,8	150,0	150,0	150,0	450,0	
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	9,40			5,60	5,6			56,0	56,0	150,0	150,0	150,0	450,0	
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0			7,0	10,0	10,0	3,00			7,00	7,0			140,0	140,0	200,0	200,0	200,0	600,0	
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0	
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0	150,0	
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	3,75	2,0	1,25	3,3		20,0	12,5	32,5	50,0	50,0	50,0	150,0		
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	3,75	2,0	1,25	3,3		20,0	12,5	32,5	50,0	50,0	50,0	150,0		
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	4,69	2,0	0,31	2,3		20,0	3,1	23,1	50,0	50,0	50,0	150,0		
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	4,69	2,0	0,31	2,3		20,0	3,1	23,1	50,0	50,0	50,0	150,0		
TOTAL					85	85	85				85,0	77,0	61,21	0,0	8,0	23,79	31,8	0,0	80,0	307,9	388	950,0	950,0	950,0	2.850	



E_{cap}:	0,00%
E_{con}:	8,42%
E_{dil DBO}:	32,41%
E_{GLOBAL}:	13,61%

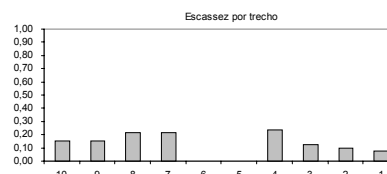


Figura 5.5 - Determinação da escassez causada por um usuário que aloca 7 m³/s para diluição no trecho quatro.

Nesta nova situação, nos trechos a jusante do trecho quatro, foram indisponibilizadas apenas vazões de diluição sendo, por sua vez, reduzidas conforme o decaimento da DBO (ver coluna Q). Com relação aos trechos localizados a montante do trecho quatro, foram indisponibilizados 2 m³/s para consumo, da mesma forma como nos dois exemplos anteriores (ver coluna P). Além disso, foram indisponibilizadas também, a montante do trecho quatro, vazões de diluição (ver coluna Q). Isso demonstra, mais uma vez, que um usuário diluidor pode impactar os usuários consumidores situados a

montante, bem como os usuários diluidores do mesmo poluente situados a montante e a jusante.

É interessante observar que, nos trechos sete e oito, ambos logo a montante do trecho quatro, a disponibilidade para diluição foi alterada para 3,75 m³/s (ver coluna N). Como é possível haver uma disponibilidade para diluição nos trechos sete e oito maior que a disponibilidade para diluição no trecho quatro, logo a jusante (3,00 m³/s)? Essa maior disponibilidade para diluição explica-se pelo decaimento da DBO de 20%, que ocorre entre cada trecho. Desse modo, uma vazão de 3,75 m³/s que venha a ser utilizada para diluição, nos trechos sete e oito, decairá para 3 m³/s ao chegar ao trecho quatro, respeitando, portanto, a disponibilidade para diluição nesse trecho.

Neste exemplo percebe-se que um usuário que exerce o uso exclusivo de diluição, alocando 7 m³/s no trecho quatro, causa uma escassez de consumo na bacia de 8,42% e de diluição de DBO de 32,41%. A escassez global na bacia causada por esse usuário é de 13,61%. É interessante notar que esse usuário não causa escassez de captação, ou seja, para os usuários exclusivamente captadores, tudo se passa como se ele não existisse.

Os valores de cobrança resultantes são:

$$\text{Cobrança} = (0,00 + 8,42 + 32,41) \% \times \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = 39,83\% \times \text{Preço Unitário}$$

Assim, esse usuário pagará, pelo impacto do seu uso da água sobre os demais usuários na bacia, 39,83 vezes o preço unitário da escassez na bacia.

Na análise dos três exemplos apresentados, percebe-se que, qualquer que seja a forma de utilização dos 7 m³/s, haverá sempre um impacto sobre os consumidores a montante, ou seja, uma reserva de 2 m³/s. Ressalta-se que os usuários, localizados a montante do

trecho quatro, “enxergarão” essa vazão de 2 m³/s passando pelo rio, mas não poderão utilizá-la por estar reservada a jusante.

Observe também que, em nenhum dos casos, os trechos cinco e seis foram afetados. Isto ocorre porque esses trechos localizam-se no afluente do rio principal que deságua a jusante do trecho 4.

Na tabela 5.2, apresenta-se os resultados da demonstração de que a metodologia proposta é capaz de diferenciar a cobrança em função do tipo de uso da água. Nessa demonstração, analisou-se três exemplos, nos quais os mesmos 7 m³/s foram utilizados, no mesmo trecho da bacia, para fins de captação, consumo e diluição de DBO.

Tabela 5.2 – Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança entre os usos de 7 m³/s para captação, consumo e diluição de DBO, no trecho quatro.

Tipo de Uso	E _{cap}	E _{con}	E _{dil}	Cobrança	E _{global}
Captação	0	8,42	0	8,42 x PU ¹	2,81
Consumo	36,84	45,26	40,13	122,23 x PU	40,75
Diluição de DBO	0	8,42	31,41	39,83 x PU	13,61

¹PU = Preço unitário

Comparando-se os resultados para os três tipos de uso, nota-se que a maior escassez é causada pelo uso de consumo e a menor, pelo uso de captação. Isso ocorre porque o uso de consumo é aquele mais indisponibiliza vazões para os outros usos na bacia. Logo, justifica-se que a cobrança para este tipo de uso seja maior.

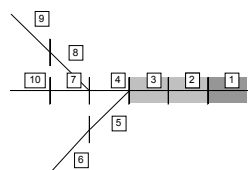
5.3.2 Localização do usuário na bacia

Para demonstrar como a metodologia proposta diferencia a cobrança em função da localização do usuário na bacia, simula-se o consumo de 5 m³/s em duas posições diferentes: no trecho 1, situado na foz do rio principal e no trecho 10, localizado na sua cabeceira.

Foz

Suponha que um usuário que consome 5 m³/s decida instalar-se no trecho 1, localizado na foz do rio principal da bacia. Na Figura 5.6, apresenta-se o cálculo da escassez causada por esse usuário.

Tr	Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Brutas x Comprimento dos Trechos			
	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{incon}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) . L}	(Q _{B con-Q_{L con}) . L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) . L}	(Q _{B-Q_L) tot . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}	Q _{B dil DBO . L}	Q _{B tot . L}	
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O'B	T=P'B	U=Q'B	V=R'B	X=F'B	Y=G'B	W=H'B	Z=X+Y+W	
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0		5,0		10,0	10,0	10,0	5,0	5,0	5,0	15,0	50,0	50,0	50,0	150,0	150,0	150,0	150,0	450,0	
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	10,0	15,0		5,0		5,0	50,0	50,0		50,0	150,0	150,0	150,0	450,0	
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	10,0	15,0		5,0		5,0	50,0	50,0		50,0	150,0	150,0	150,0	450,0	
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0				10,0	10,0	10,0									200,0	200,0	200,0	600,0	
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,0									50,0	50,0	50,0	150,0	
TOTAL					85	85	85				80,0	70,0	80,0	5,0	15,0	5,0	25,0	50,0	150,0	50,0	250	950,0	950,0	950,0	2.850	



E_{cap}:	5,26%
E_{con}:	15,79%
E_{dilDBO}:	5,26%
E_{GLOBAL}:	8,77%

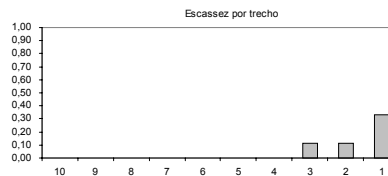


Figura 5.6 – Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza 5 m³/s para consumo no trecho um, situado na foz do rio.

O usuário que consome 5 m³/s na foz do rio principal indisponibiliza vazões para todos os usuários localizados no mesmo trecho e para os usuários, que exerçam o uso de consumo, nos trechos dois e três, localizados a montante. Portanto, esse usuário causará uma escassez de captação e diluição de 5,26% e uma escassez de consumo de 15,79%. A escassez global causada pela entrada desse usuário na bacia é de 8,77%. Apresenta-se, a seguir, a cobrança pelo uso da água desse usuário, segundo a metodologia proposta nesse trabalho.

Cobrança = (5,26 + 15,79 + 5,26) % x Preço Unitário

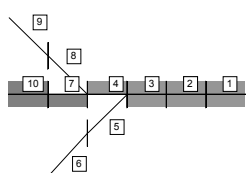
ou,

Cobrança = 26,32% x Preço Unitário

Cabeceira

Agora, imagine que o mesmo usuário do exemplo anterior decida instalar-se no trecho 10, situado na cabeceira do rio principal da bacia. O cálculo da escassez causada por esse usuário, nessa nova posição, é apresentada na Figura 5.7.

Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Brutas x Comprimento dos Trechos			
Tr	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{incon}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot.}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) . L}	(Q _{B con-Q_{L con}) . L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) . L}	(Q _{B-Q_L) tot. . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}	Q _{B dil DBO . L}	Q _{B tot. . L}
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O'B	T=P'B	U=Q'B	V=R'B	X=F'B	Y=G'B	W=H'B	Z=X+Y+W
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				10,0	10,0	10,00	5,0	5,0	5,0	15,00	50,0	50,0	50,0	150,0	150,0	150,0	150,0	450,0
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				10,0	10,0	10,00	5,0	5,0	5,0	15,00	50,0	50,0	50,0	150,0	150,0	150,0	150,0	450,0
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				10,0	10,0	10,00	5,0	5,0	5,0	15,00	50,0	50,0	50,0	150,0	150,0	150,0	150,0	450,0
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0				5,0	5,0	5,00	5,0	5,0	5,0	15,00	100,0	100,0	100,0	300,0	200,0	200,0	200,0	600,0
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00				15,00				50,0	50,0	50,0	50,0	150,0
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00				15,00				50,0	50,0	50,0	50,0	150,0
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				0,0	0,0	0,00	5,0	5,0	5,0	15,00	50,0	50,0	50,0	150,0	50,0	50,0	50,0	150,0
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00				15,00				50,0	50,0	50,0	50,0	150,0
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00				15,00				50,0	50,0	50,0	50,0	150,0
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0		5,0		0,0	0,0	0,00	5,0	5,0	5,0	15,00	50,0	50,0	50,0	150,0	50,0	50,0	50,0	150,0
TOTAL					85	85	85				55,0	55,0	55,00	30,0	30,0	30,00	90,00	350,0	350,0	350,0	1.050	950,0	950,0	950,0	2.850



E_{cap}: 36,84%
E_{con}: 36,84%
E_{dilDBO}: 36,84%
E_{GLOBAL}: 36,84%

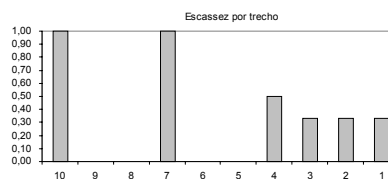


Figura 5.7 - Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza 5 m³/s para consumo no trecho dez, situado na cabeceira do rio.

Ao instalar-se na cabeceira do rio, o novo usuário indisponibilizará vazões de captação, consumo e diluição de DBO em todos os trechos localizados a jusante (ver colunas O, P e Q). A indisponibilização dessas vazões causa uma escassez na bacia de 36,84%, seja para captação, consumo ou diluição de DBO. A escassez global na bacia será igualmente de 36,84%. A aplicação desses valores de escassez na fórmula de cobrança aqui proposta resulta em:

$$\text{Cobrança} = (36,84 + 36,84 + 36,84) \% \times \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = 110,53\% \times \text{Preço Unitário}$$

A tabela 5.3 reúne os resultados obtidos nos dois exemplos apresentados.

Tabela 5.3 - Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança entre os usos de 5 m³/s na foz e na cabeceira da bacia.

Localização	E _{cap}	E _{con}	E _{dil}	Cobrança	E _{global}
Foz	5,26	15,79	5,26	26,32 x PU ¹	8,77
Cabeceira	36,84	36,84	36,84	110,53 x PU	36,84

¹PU = Preço unitário

Analisando os resultados dos dois exemplos apresentados, percebe-se que o uso de 5 m³/s, na cabeceira do rio principal, causa uma escassez na bacia quatro vezes maior que na sua foz. Essa diferença ocorre porque o consumo de água na cabeceira do rio principal indisponibiliza vazões de captação, consumo e diluição de DBO, em todo o rio a jusante. Já o mesmo consumo de água, quando exercido na foz do rio principal, indisponibiliza vazões apenas na própria foz e em poucos trechos a montante, causando uma escassez significativamente menor. Consequentemente, se um usuário consumidor decidir instalar-se na cabeceira de um rio, é razoável que a água seja mais cara do que se ele decidir instalar-se na foz do mesmo rio.

5.3.3 Uso global da água no momento de análise do impacto

De acordo com a definição apresentada no capítulo quatro, o uso global da água no momento de análise do impacto corresponde aos usos da água exercidos pelo conjunto de usuários instalados na bacia no momento de análise do impacto.

Para demonstrar como a metodologia proposta diferencia a cobrança em função desse fator, simula-se três situações:

- *Instalação do usuário U₁ consumindo 7 m³/s no trecho quatro;*
- *Instalação do usuário U₂ alocando 5 m³/s para diluição de DBO no trecho dez, localizado a montante do trecho quatro;*
- *Instalação dos usuários U₁ e U₂ simultaneamente.*

A primeira situação, a instalação do usuário U_1 consumindo $7 \text{ m}^3/\text{s}$ no trecho quatro, já foi simulada neste capítulo (Figura 5.3) e os seus resultados são reapresentados a seguir:

E_{cap}:	36,84%
E_{con}:	45,26%
E_{dilDBO}:	36,84%
E_{GLOBAL}:	39,65%

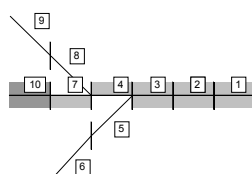
Cobrança = 118,95% x Preço Unitário

As duas situações restantes são apresentadas nas seções seguintes.

Usuário U_2

Na figura 5.8, apresenta-se a determinação da escassez causada na bacia pela instalação de um usuário que aloca $5 \text{ m}^3/\text{s}$ para diluição de DBO no trecho dez.

Tr	Características dos trechos					Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas		Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Bruta Comprimento dos Trech			
	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}		Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{recon}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) / L}	(Q _{B con-Q_{L con}) / L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) / L}	(Q _{B-Q_L) tot . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O*B	T=P*B	U=Q*B	V=R*B	X=F*B	Y=G*B	W=H*B
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	13,36			1,64	1,6			16,4	16,4	150,0	150,0	150,0
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	12,95			2,05	2,0			20,5	20,5	150,0	150,0	150,0
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				15,0	15,0	12,44			2,56	2,6			25,6	25,6	150,0	150,0	150,0
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0				10,0	10,0	6,80			3,20	3,2			64,0	64,0	200,0	200,0	200,0
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00							50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00							50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	1,00			4,00	4,0			40,0	40,0	50,0	50,0	50,0
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00							50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00							50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0			5,0	5,0	5,0	0,00			5,00	5,0			50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
TOTAL					85	85	85				85,0	85,0	66,55	0,0	0,0	18,45	18,4	0,0	0,0	216,5	216	950,0	950,0	950,0



E_{cap}:	0,00%
E_{con}:	0,00%
E_{dilDBO}:	22,79%
E_{GLOBAL}:	7,60%

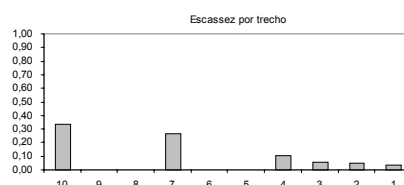


Figura 5.8— Determinação da escassez causada por um usuário que utiliza $5 \text{ m}^3/\text{s}$ para diluição de DBO no trecho dez.

O usuário que aloca, no trecho dez, $5 \text{ m}^3/\text{s}$ para diluição de DBO, indisponibilizará vazões apenas para os usuários diluidores de DBO localizados a jusante. Logo, esse

usuário impactará somente a escassez de diluição da bacia, em 22,79%, resultando na cobrança apresentada abaixo.

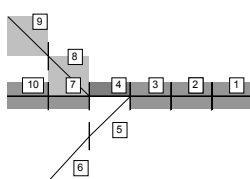
Cobrança = 22,79% x Preço Unitário

A escassez global da bacia, causada por esse usuário, vale 7,60%.

Usuários U_1 e U_2 simultaneamente

Agora, suponha que os usuários U_1 e U_2 decidam instalar-se simultaneamente na bacia. O uso da água conjunto dos dois usuários constitui-se no consumo de $7 \text{ m}^3/\text{s}$ no trecho quatro e na alocação de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ para diluição de DBO no trecho 10, localizado a montante do trecho quatro. A determinação da escassez resultante é indicada na figura 5.9.

Tr	Características dos trechos				Disponibilidades Brutas			Vazões Utilizadas nos trechos			Disponibilidades Líquidas			Vazões Indisponibilizadas				Vazões Indisponibilizadas x Comprimento dos Trechos				Disponibilidades Bruta Comprimento dos Trechos		
	L	Q _{inc}	Q _{acu}	Q _{eco}	Q _{B cap}	Q _{B con}	Q _{B dil DBO}	Q _{incon}	Q _{con}	Q _{dil DBO}	Q _{L cap}	Q _{L con}	Q _{L dil DBO}	Q _{B cap-Q_{L cap}}	Q _{B con-Q_{L con}}	Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}}	(Q _{B-Q_L) tot}	(Q _{B cap-Q_{L cap}) . L}	(Q _{B con-Q_{L con}) . L}	(Q _{B dil DBO-Q_{L dil DBO}) . L}	(Q _{B-Q_L) tot . L}	Q _{B cap . L}	Q _{B con . L}	Q _{B dil DBO . L}
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O=F-L	P=G-M	Q=H-N	R=O+P+Q	S=O'B	T=P'B	U=O'Q'B	V=R'B	X=P'B	Y=O'Q'B	W=H'P'B
1	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	7,18	7,0	7,0	7,82	21,8	70,0	70,0	78,2	218,2	150,0	150,0	150,0
2	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	6,98	7,0	7,0	8,02	22,0	70,0	70,0	80,2	220,2	150,0	150,0	150,0
3	10,0	0,0	15,0	0,0	15,0	15,0	15,0				8,0	8,0	6,72	7,0	7,0	8,28	22,3	70,0	70,0	82,8	222,8	150,0	150,0	150,0
4	20,0	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	10,0	7,0			3,0	3,0	1,40	7,0	7,0	8,60	22,6	140,0	140,0	172,0	452,0	200,0	200,0	200,0
5	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0
6	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	5,0	5,00									50,0	50,0	50,0
7	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	1,00	2,0	4,00	6,0		20,0	40,0	60,0	50,0	50,0	50,0	
8	10,0	0,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,00	2,0	2,0	2,0		20,0	20,0	20,0	50,0	50,0	50,0	
9	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0				5,0	3,0	5,00	2,0	2,0	2,0		20,0	20,0	20,0	50,0	50,0	50,0	
10	10,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0		5,0		5,0	3,0	0,00	2,0	5,00	7,0		20,0	50,0	70,0	50,0	50,0	50,0	
TOTAL					85	85	85				57,0	49,0	43,28	28,0	36,0	41,72	105,7	350,0	430,0	503,2	1.283	950,0	950,0	950,0



E _{cap} :	36,84%
E _{con} :	45,26%
E _{dil DBO} :	52,97%
E _{GLOBAL} :	45,03%

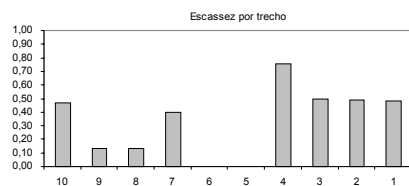


Figura 5.9 - Determinação da escassez causada por dois usuários instalados no rio: um que utiliza $5 \text{ m}^3/\text{s}$ para diluição no trecho dez e outro que utiliza $7 \text{ m}^3/\text{s}$ para consumo no trecho quatro.

A uso da água conjunto dos usuários U_1 e U_2 causará à bacia uma escassez de captação de 36,84%, de consumo de 45,26% e de diluição de DBO de 52,97%. Ao aplicar esses valores à metodologia de cobrança proposta encontra-se:

$$\text{Cobrança} = (36,84 + 45,26 + 52,97) \% \times \text{Preço Unitário}$$

ou,

$$\text{Cobrança} = 135,00\% \times \text{Preço Unitário}$$

Finalmente, a escassez global da bacia na terceira situação será de 45,03%. A seguir apresenta-se a tabela 5.4, que resume os resultados das três situações analisadas.

Tabela 5.4 – Resumo dos resultados da aplicação da metodologia proposta para a diferenciação da cobrança em função do uso global da água no momento de análise do impacto.

	E_{cap}	E_{con}	E_{dil}	Cobrança	E_{global}
Usuário U_1 : 7 m ³ /s p/ consumo (trecho 4)	36,84	45,26	36,84	118,94 x PU ¹	39,65
Usuário U_2 : 5 m ³ /s p/ diluição de DBO (trecho 10)	0	0	22,79	22,79 x PU	7,60
Soma dos impactos de U_1 e U_2	36,84	45,26	59,63	141,73 x PU	47,25
Impacto dos Usuários U_1 e U_2 em conjunto	36,84	45,26	52,97	135,07 x PU	45,03

¹PU = Preço unitário

Esperava-se, a princípio, que a escassez global da bacia, causada pelos dois usuários em conjunto, fosse equivalente à soma daquelas causadas por cada usuário individualmente. No entanto, isso não ocorre, pois a primeira vale 45,03% e a segunda, 47,25%. Observe que a diferença na escassez global é causada por uma diferença entre os valores da escassez de diluição. Isso ocorre porque o usuário U_1 , ao consumir 5 m³/s, no trecho quatro, retira também parte da carga poluente lançada pelo usuário U_2 , no trecho dez a montante. Dessa forma, apenas a escassez de diluição apresenta diferença entre a soma dos impactos dos usuários e o seu impacto conjunto.

A diferença no impacto sobre a escassez somado de dois usuários e aquele causado pelos dois usuários em conjunto, caracteriza uma não-linearidade no cálculo da escassez. Essa não-linearidade resulta da inter-relação entre os usos da água, expressa pela retirada de parte da carga poluente, exercida por um usuário consumidor, localizado a jusante do lançamento dessa carga. Ressalta-se que a inter-relação entre os usuários pode apenas reduzir o valor da escassez, nunca aumentá-lo. Outra não-

linearidade no cálculo da escassez pode ser causada pelo efeito sinérgico, existente entre alguns parâmetros de qualidade de água, caso estes parâmetros sejam considerados no cálculo.

Finalmente, devido à redução no impacto dos usuários U_1 e U_2 , quando estão juntos na bacia, o valor final da cobrança também será reduzido de 141,73 para 135,07 vezes o preço unitário.

Essa diferenciação tem um aspecto bastante didático pois mostra ao usuário U_1 que a cobrança pelo seu uso será reduzida quando ele passar a consumir água de pior qualidade, devido à instalação do usuário U_2 , que lança carga poluente a montante.

Na prática, dificilmente a cobrança pelo uso de cada usuário poderá variar a cada novo usuário que se instale na bacia. No entanto, é possível que haja, com alguma periodicidade, uma revisão das outorgas e conseqüentemente da cobrança. Nesta revisão, os valores da cobrança poderão ser alterados, se assim desejar o comitê da bacia.

Em resumo, através da análise de todos os exemplos apresentados, percebe-se que a maior vantagem da metodologia construída neste trabalho, em relação às práticas de cobrança existentes, é de conseguir “enxergar” os impactos que um usuário causa aos outros usuários na bacia. Desse modo, a metodologia consegue caracterizar o uso da água de forma precisa e abrangente diferenciando a cobrança em função do tipo de uso, da localização do usuário na bacia e do uso global da água no momento da análise do impacto. Isso tudo sem a necessidade de manipulação de coeficientes ou de preços unitários, pois toda a diferenciação está internalizada na base de cálculo: a escassez. Assim, o mecanismo de cobrança torna-se mais transparente e ganha credibilidade, que facilita a sua aplicação.

Além disso, utilizando-se a escassez como base de cálculo, é possível comparar os usuários, independentemente do tipo de uso ou da sua localização na bacia. Desta

forma, facilita-se a aplicação de teorias econômicas mais sofisticadas para determinação do preço unitário.

É oportuno destacar que o cálculo da escassez baseia-se num sistema de concessão de outorgas sem intervir, contudo, neste sistema ou depender da forma como ele é estruturado. Basta apenas que o sistema seja capaz de fornecer as vazões líquidas disponíveis para outorga em cada trecho da bacia. Assim sendo, o sistema de concessão de outorgas poderá ser aprimorado, a medida que aumente o conhecimento sobre a dinâmica do uso da água na bacia, sem que a metodologia de cobrança proposta tenha que ser modificada. O mesmo raciocínio vale para a modelagem de qualidade de água que fornece subsídios para o sistema de concessão outorgas de diluição.

5.4 Outras Aplicações da Escassez

Além da utilização da escassez como base de cálculo na metodologia de cobrança proposta nesse trabalho, há ainda uma outra utilização muito interessante: a determinação de um indicador de sua tendência de variação. Esse indicador informa, com a frequência desejada, se a escassez de uma bacia, ou sub-bacia, está subindo ou descendo e ainda quantifica essa tendência, como indicado no exemplo hipotético apresentado na figura 5.10.

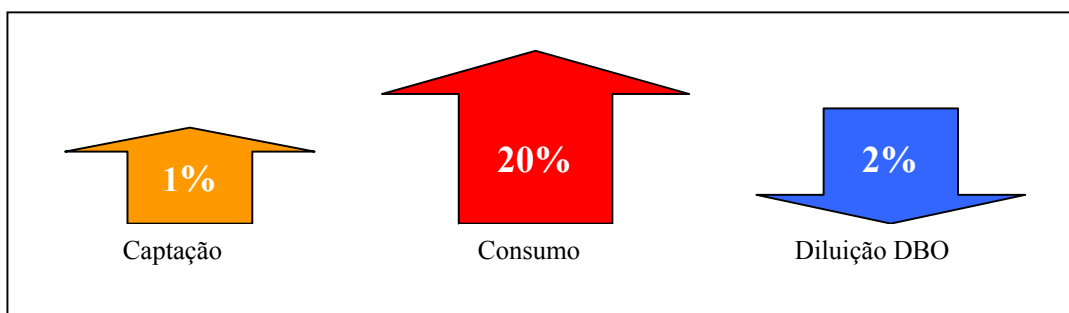


Figura 5.10 – Indicador de tendência de variação da escassez.

Diversos fatores irão influenciar a determinação desse indicador, tais como: a entrada e saída de usuários, a redução ou aumento do uso da água dos usuários instalados e as intervenções estruturais e não estruturais realizadas pelo comitê.

Com esse indicador, disponibiliza-se para os usuários e os tomadores de decisão da bacia, uma informação simples, clara e muito valiosa, que irá auxiliá-los na decisão de onde e quando instalar-se e na avaliação da efetividade dos esforços de gestão de recursos hídricos empreendidos.

Além do indicador de tendência, cita-se ainda como aplicações da escassez: comparação de estresse hídrico entre bacias e sub-bacias, base para alterações no preço unitário da cobrança ao longo do tempo, análise de cenários e critério para hierarquização de intervenções. Com respeito ao uso da escassez como critério para a hierarquização de intervenções, pode-se calcular o custo da unidade de escassez de cada intervenção. Esse custo pode ser utilizado, por exemplo, na comparação entre construir um reservatório na cabeceira da bacia ($R\$ X / \% \text{ escassez}$) ou racionar um agricultor de arroz na foz ($R\$ Y / \% \text{ escassez}$). Esse custo internaliza a localização da intervenção proposta na bacia, um fator importante que pode influenciar significativamente a hierarquização das intervenções.

6 ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Este capítulo tem o objetivo de demonstrar a aplicabilidade da metodologia de cobrança proposta neste trabalho a um caso real: a bacia do rio Paraíba do Sul.

Escolheu-se a bacia do rio Paraíba do Sul porque o Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ, instituição onde foi desenvolvida essa dissertação de mestrado, vem estudando há alguns anos esta bacia, tendo acumulado um rico acervo de informações sobre ela. Além disso, destaca-se o estágio de implementação da política de recursos hídricos na bacia do rio Paraíba do Sul. Já existe, desde dezembro de 1997, um comitê instalado, que aprovou a cobrança pelo uso da água em abril de 2001 e pretende iniciá-la ainda no segundo semestre de 2002. A metodologia de cobrança instituída é simplificada e transitória, sendo somente aplicada durante três anos. Portanto, o estudo de metodologias de cobrança mais elaboradas, que consigam caracterizar melhor o uso da água, torna-se importante para uma fase posterior, quando ocorrerá a discussão da metodologia definitiva.

O estudo de caso foi dividido em três seções. A primeira apresenta uma caracterização da bacia do rio Paraíba do Sul enquanto a segunda descreve a metodologia de cobrança vigente nessa bacia. Na terceira seção, descreve-se a aplicação da metodologia proposta à bacia do rio Paraíba do Sul e, ainda nessa seção, compara-se os valores de cobrança resultantes da aplicação da metodologia proposta com aqueles resultantes da aplicação da metodologia vigente.

6.1 Caracterização da Bacia

As informações fornecidas nesta seção baseiam-se no Livro da Bacia do rio Paraíba do Sul (CEIVAP, 2001), no Plano de Recursos Hídricos da bacia (LABHID, 2002a), atualmente em elaboração, e no Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia (LABHID, 2001b).

6.1.1 Características Físicas

A bacia do rio Paraíba do Sul conta com uma área de drenagem de cerca de 55.500km², localizando-se na Região Sudeste entre os Estados de São Paulo (13.900km², 25%), Minas Gerais (20.700km², 37%) e Rio de Janeiro (20.900km², 38%). Apesar da importância relativa de cada estado para a bacia estar razoavelmente bem dividida, a importância da bacia para cada estado é desproporcional. Enquanto que para os estados de Minas Gerais e São Paulo a bacia apresenta pequena importância, 4% e 6% da área total de cada um respectivamente, para o estado do Rio de Janeiro ela apresenta grande importância. A bacia ocupa cerca de 48% da área total do estado do Rio de Janeiro, além de fornecer água e energia elétrica para a sua região metropolitana, através de uma transposição para a bacia do rio Guandu. Na figura 6.1 apresenta-se o mapa da bacia mostrando a importância relativa da bacia para São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, a transposição, as principais cidades e a rede hidrográfica.

O rio Paraíba do Sul nasce na Serra da Bocaina, no Estado de São Paulo, a 1.800m de altitude, e deságua no norte fluminense, no município de São João da Barra, percorrendo uma extensão aproximada de 1.150 km. Entre seus afluentes mais importantes destacam-se, pela margem esquerda, os rios Jaguari, Paraibuna, Pirapetinga, Pomba e Muriaé e, pela margem direita, Bananal, Piraí, Piabanha e Dois Rios.

Até meados do século XVIII quase a totalidade da bacia era coberta por florestas. Nestes últimos dois séculos as florestas foram sendo substituídas por lavouras, pastagens e áreas urbanas, de modo que atualmente cobrem apenas 11% da bacia. Em termos de área ocupada, a pecuária aparece como principal forma de uso do solo, embora boa parte do que se classifica como campo/pastagem seja de terras degradadas, com pouca ou nenhuma atividade

agropecuária. A figura 6.2 mostra a cobertura vegetal e uso do solo na bacia do rio Paraíba do Sul.

A região drenada pela bacia do rio Paraíba do Sul é uma das mais desenvolvidas do país, abrangendo atualmente 180 municípios, sendo 36 parcialmente nela inseridos. Nestes municípios vivem, segundo a contagem do IBGE de 2000, 5.906.386 pessoas, estando 89% delas em áreas urbanas. Estão instaladas na bacia cerca de 3.600 indústrias de diversos setores e são irrigados cerca de 123 mil ha.

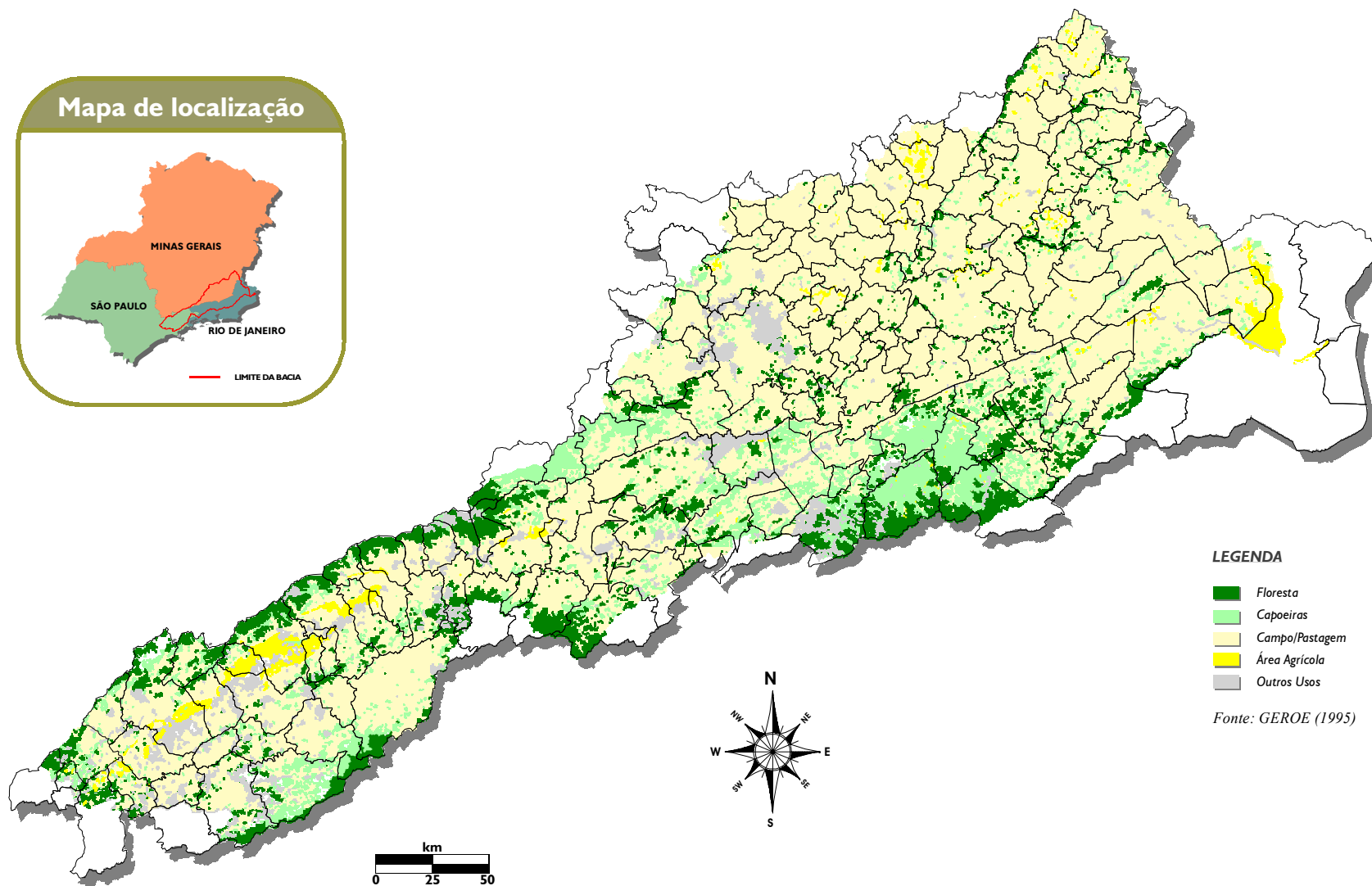


Figura 6.2 – Cobertura vegetal e uso do solo na bacia do rio Paraíba do Sul.
Fonte: Livro da Bacia (CEIVAP, 2001)

6.1.2 Disponibilidade Hídrica

A bacia do rio Paraíba do Sul localiza-se numa região caracterizada por altos índices pluviométricos e razoável disponibilidade hídrica.

As maiores vazões são registradas nos meses de verão, época de cheia, e as menores nos meses de inverno, época de estiagem. A vazão mínima na foz do rio Paraíba do Sul, calculada pelo método da $Q_{95\%}$, vale $312 \text{ m}^3/\text{s}$.

6.1.3 Demanda de Água

O principal setor usuário em termos de quantidade é a transposição para a bacia do rio Guandu e em termos de qualidade, o lançamento de esgotos domésticos. A Tabela 6.1 mostra as vazões utilizadas por cada setor usuário na bacia.

Tabela 6.1 - Resumo da demanda hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul, segundo estimativas do Plano de Recursos Hídricos (LABHID, 2002a).

Usuários	Qcap (m ³ /s)	Qcon (m ³ /s)	DBO rem (t/dia)
Saneamento	18,62	3,68	240,0
Uso Industrial	13,65	6,19	40,0
Uso Agrícola e Pecuário	53,18	32,01	0
Transposição	até 180 ¹	até 180	0
Total	265,45	221,88	280,0

¹ A vazão captada pela transposição pode ir até $180 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo $160 \text{ m}^3/\text{s}$ no rio Paraíba do Sul e $20 \text{ m}^3/\text{s}$ no rio Pirai. Determina-se o valor exato da captação no rio Paraíba do Sul em função da restrição a jusante do ponto de captação, que é de $90 \text{ m}^3/\text{s}$ em condições hidrológicas normais e de $71 \text{ m}^3/\text{s}$ em condições críticas.

Nas tabelas 6.2 e 6.3, são apresentados os 10 maiores usuários de água da bacia para captação e os 10 maiores usuários de água da bacia para diluição de DBO, englobando apenas os setores de saneamento, uso industrial e a transposição²⁸.

²⁸ Para os setores de saneamento e industrial foi possível desagregar a demanda por usuário, porém para o setor agrícola isto não foi possível devido à insuficiência de dados.

Tabela 6.2 - Dez maiores usuários de captação de água da bacia do rio Paraíba do Sul.

Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ

N	Usuário	Setor	Vazão captada (m ³ /s)
1	Sistema Light	Transposição	Até 180
2	Companhia Siderúrgica Nacional	Uso Industrial	8,70
3	Usina Santa Cruz S/A	Uso Industrial	1,39
4	Juiz de Fora	Saneamento	1,26
5	São José dos Campos	Saneamento	1,11
6	Votorantin Celulose e Papel S. A.	Uso Industrial	0,86
7	Campos dos Goytacazes	Saneamento	0,75
8	Volta Redonda	Saneamento	0,66
9	Taubaté	Saneamento	0,52
10	Barra Mansa	Saneamento	0,52

Tabela 6.3 - Dez maiores usuários de lançamento de carga de DBO da bacia do rio Paraíba do Sul.

Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ

N	Usuário	Setor	DBO rem (kg/dia)
1	Juiz de Fora	Saneamento	23.071
2	São José dos Campos	Saneamento	16.715
3	Campos dos Goytacazes	Saneamento	14.004
4	Volta Redonda	Saneamento	12.111
5	Taubaté	Saneamento	9.772
6	Barra Mansa	Saneamento	9.626
7	Petrópolis	Saneamento	6.624
8	Jacareí	Saneamento	6.183
9	Guaratiningueta	Saneamento	5.235
10	Nova Friburgo	Saneamento	5.010

6.1.4 Balanço Oferta x Demanda

De acordo com o Plano de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul, com relação ao uso quantitativo, não há, a princípio, problemas de escassez, pois a vazão disponível na foz da bacia, 312 m³/s, supera o total das vazões consumidas, 222 m³/s.

Destaca-se que esta comparação é bastante simplista e não garante que não haja escassez em pontos isolados da bacia²⁹.

Com respeito ao uso qualitativo, a comparação entre disponibilidade e demanda foi baseada na análise de qualidade de água da bacia. Esta análise demonstrou que os corpos hídricos da bacia apresentam comprometimento com relação a diversos parâmetros de qualidade da água. A Tabela 6.4 apresenta os dez parâmetros com maiores índices de violação de classe médios para a bacia.

Tabela 6.4 - Dez parâmetros com maiores índices de violação de classe médios para a bacia.

Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ

N	Parâmetro	Violação de Classe Média na Bacia (%)	Desvio Padrão
1	Alumínio	98,94	2,85
2	Fósforo Total	90,32	23,08
3	Coliforme Fecal	77,80	27,15
4	Coliforme Total	58,70	29,65
5	Fenóis	34,36	19,67
6	Ferro Solúvel	33,69	17,71
7	Manganês	21,32	25,60
8	Benzo(a)Pireno	15,39	16,84
9	DBO	11,83	23,46
10	Oxigênio Dissolvido	10,79	23,43

A maior parte das águas do rio Paraíba do Sul e de seus afluentes apresenta alta disponibilidade de oxigênio em função de suas características físicas, favoráveis aos processos de oxigenação. As exceções ocorrem no rio Paraíba do Sul, em seu trecho paulista, a jusante da cidade de São José dos Campos, e nos principais afluentes, a jusante dos centros urbanos.

Entre os parâmetros que apresentaram maior nível de comprometimento estão os compostos fosfatados, os coliformes e a DBO, evidenciando contínuo processo de poluição por material orgânico.

²⁹ São registrados por exemplo, conflitos localizados em pequenos afluentes do rio Paraíba do Sul, como os rios Piagui, Pirapitingui e Ribeirão da Serragem no trecho paulista e nos canais de Campos dos Goytacazes no trecho fluminense. Esses conflitos são pontuais, de pouca expressão no contexto da bacia e envolvem geralmente irrigantes.

Com relação ao fósforo total, classificado em segundo lugar dentre as maiores violações médias na bacia, várias estações de medição apresentam níveis médios superiores a 0,1 mg/l, considerados excessivos em relação à classificação do CONAMA. Esses resultados são característicos de um sistema com produtividade aquática de alta a muito alta, sujeito a eutrofização. A grande capacidade de reaeração do rio Paraíba do Sul e seus afluentes, entretanto, garante a oxidação desse excesso de matéria orgânica.

Os coliformes fecais e totais, terceiro e quarto colocados dentre as maiores violações médias na bacia, comprometem a qualidade da água em praticamente todas as estações de medição, de modo especial naquelas onde a influência dos despejos domésticos é mais acentuada, ou seja, nas proximidades das maiores cidades ribeirinhas.

A DBO apresenta violações de classe apenas em alguns pontos da bacia como a jusante das cidades de Juiz de Fora, Petrópolis, Teresópolis e Nova Friburgo.

Com esta rápida análise percebe-se que, apesar da bacia do rio Paraíba do Sul não apresentar grandes problemas relacionados à quantidade de água, apresenta uma situação de escassez de qualidade da água.

6.1.5 Sistema de Gestão de Recursos Hídricos

O Sistema de Gestão de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul é extremamente complexo e compreende uma série de órgãos gestores (São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) e organismos de bacia e sub-bacia. Para conhecer esse sistema em detalhes, ver o Plano de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul (LABHID, 2002a). Dentro desse sistema, vale destacar o Comitê para Integração da Bacia do rio Paraíba do Sul (CEIVAP), criado em março de 1996 e instalado em dezembro de 1997 e sua Agência de Bacia, criada recentemente, com instalação prevista ainda para 2002.

Com relação aos instrumentos de gestão, alguns já estão elaborados como o plano de recursos hídricos e outros estão em fase de elaboração e implementação como a outorga, a cobrança, o enquadramento e o sistema de informações.

Plano de Recursos Hídricos

A bacia do rio Paraíba do Sul possui um programa de investimentos concluído que baseia-se nos estudos do Projeto Qualidade das Águas e controle da Poluição Hídrica (PQA). No PQA foram previstos investimentos da ordem de R\$ 3 bilhões³⁰, apresentados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 - Programa de investimentos da bacia do rio Paraíba do Sul
Fonte: CEIVAP (2001) e cálculos do autor.

Item	Custo Estimado Total (R\$ 1000)	Custo Estimado Anual ¹ (R\$ 1000)	%
Total	2.941.627	393.821	100%
Módulo I - Gestão de Recursos Hídricos	306.059	40.975	10%
Programa 1.1 - Planejamento	90.830	12.160	3%
Programa 1.2 - Gerenciamento	58.839	7.877	2%
Programa 1.3 - Sistema de Monitoramento e Informações	116.847	15.643	4%
Programa 1.4 - Assistência e Apoio Técnico	39.542	5.294	1%
Módulo II - Recuperação da Qualidade Ambiental	2.065.403	276.514	70%
Programa 2.1 - Sistema de Coleta e Tratamento de Esgoto	972.289	130.169	33%
Programa 2.2 - Controle da Poluição Industrial e Cargas Acidentais	251.302	33.644	9%
Programa 2.3 - Coleta e Destinação de Resíduos Sólidos	208.326	27.890	7%
Programa 2.4 - Controle de Enchentes e Drenagem Urbana	255.630	34.223	9%
Programa 2.4 - Recuperação de Áreas Degradadas	377.857	50.587	13%
Módulo III - Proteção e Aproveitamento dos Recursos Hídricos	570.165	76.333	19%
Programa 3.1 - Proteção de Mananciais	104.579	14.001	4%
Programa 3.2 - Melhoria do Sistema e Abastecimento de Água	465.440	62.312	16%
Programa 3.3 - Recuperação do Reservatório de Funil	146	20	0%

¹Considerando que os investimentos serão realizados em um período de 20 anos a uma taxa de juros anual de 12%

Com o objetivo de acelerar a estruturação do CEIVAP e a implementação do sistema de gestão de recursos hídricos na bacia, foi elaborado um projeto inicial de investimentos. O projeto inicial resultou da seleção de alguns itens do programa de investimentos da bacia, dando prioridade para ações gerais de planejamento e gestão e intervenções estruturais de esgotamento sanitário e controle de erosão. O valor total dos investimentos contidos no projeto inicial é de US\$ 44 milhões, como indicado na Tabela 6.6.

³⁰ Valor referente ao ano de 2000.

Tabela 6.6 - Projeto inicial de investimentos na bacia do rio Paraíba do Sul
Fonte: CEIVAP (2001).

Item	Custo Estimado Total (US\$ 1000)	%
Total	43.870	100%
Ações Gerais de Gestão e Planejamento	13.790	31%
Implantação e Operação da Agência	1.970	4%
Implantação do Sistema de Cadastro, Outorga e Cobrança	790	2%
Implantação do Sistema de Informações de Recursos Hídricos	490	1%
Implantação do Sistema de Divulgação para os Usuários	200	0%
Rede Civil de Informação das Águas (RJ, SP e MG)	220	1%
Programa de Capacitação Técnica	340	1%
Programa de Comunicação Social e Mobilização Participativa	590	1%
Programa de Educação Ambiental (Programa Curso d'água)	690	2%
Implantação de Estações Automáticas de Monitoramento	3.250	7%
Levantamento Aerofotogramétrico com Restituição Cartográfica (RJ, SP e MG)	3.250	7%
Avaliação de benefícios econômicos e na saúde pública	790	2%
Plano de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Guandu	520	1%
Plano diretor de controle de Inundações da Bacia do Rio Paraíba do Sul	690	2%
Ações no Rio de Janeiro	10.030	23%
Município de Volta Redonda: Esgotamento Sanitário (bacias 5, 7 e 8)	7.450	17%
Município de Resende: Esgotamento Sanitário (Sist. Principal - bacias 3, 4, 6A e 7)	1.910	4%
Projeto Piloto de Controle de erosão - Bacia do Rio Barra Mansa	670	2%
Ações em São Paulo	9.590	22%
Município de Jacaref: ETE e redes coletoras (Sistema Bandeira Branca)	1.120	3%
Município de Jacaref: Sistema Meia Lua	1.080	2%
Município de S. J. Campos: Esgotamento Sanitário (Sistema Vidoca)	6.790	15%
Projeto Piloto de Controle de erosão - Bacia do Rio São Gonçalo	600	1%
Ações em Minas Gerais	10.460	24%
Município de Juiz de Fora: Esgotamento Sanitário (Barbosa Lage, Módulo II)	7.710	18%
Município de Muriaé: Esgotamento Sanitário (Sist. Centro, Sta. Terezinha e São Paulo)	2.140	5%
Projeto Piloto de Controle de erosão - Bacia do Rio Ubá	610	1%

As intervenções contidas no projeto inicial foram aprovadas pelo CEIVAP e pelo CNRH e constituem o “plano zero de recursos hídricos da bacia”. Os recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul somente poderão ser investidos nas intervenções contidas no plano zero.

6.2 Metodologia de Cobrança do CEIVAP

Após a condução de um amplo processo de discussão sobre a metodologia de cobrança pelo uso da água a ser implantada em 2002, o CEIVAP aprovou em março de 2001, uma metodologia transitória. A seguir, descreve-se essa metodologia transitória, bem como a proposta de evolução desta metodologia, sugerida pelo Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ.

6.2.1 Metodologia Transitória de Cobrança

A metodologia transitória de cobrança busca atender três objetivos principais:

- *Consolidar o processo de gestão da bacia do rio Paraíba do Sul com o início da cobrança pelo uso dos recursos hídricos;*
- *Possibilitar a implementação, em curto prazo, de ações de gestão e recuperação ambiental hierarquizadas pelo CEIVAP;*
- *Assegurar a contrapartida financeira da bacia para o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas, comumente denominado “Programa de Compra de Esgotos”, concebido pela ANA.*

Nessa primeira fase do sistema de cobrança, a boa aceitabilidade por parte dos usuários-pagadores e da comunidade em geral é consequência, de um lado, da simplicidade da metodologia de cobrança, que deve ser de fácil compreensão e baseada em parâmetros facilmente quantificáveis e, de outro lado, da fixação de valores de cobrança através de processo participativo.

Para melhor entendimento, a fórmula é apresentada de forma desmembrada em três parcelas, como indicado na equação 6.1:

$$\begin{array}{c}
 \begin{array}{ccccccc}
 \text{vazão} & \text{coef.} & \text{preço} & \text{vazão} & \text{preço} & \text{vazão} & \text{coef.} & \text{preço} \\
 \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad} & \underbrace{\quad}
 \end{array} \\
 \\
 C = \quad \underbrace{Q_{\text{cap}} \times K_0 \times \text{PPU}}_{\text{captação}} + \underbrace{Q_{\text{cap}} \times K_1 \times \text{PPU}}_{\text{consumo}} + \underbrace{Q_{\text{cap}} \times (1 - K_1) \times (1 - K_2 K_3)}_{\text{diluição de efluentes (DBO)}} \times \text{PPU}
 \end{array}$$

Equação 6.1 – Metodologia de cobrança pelo uso da água do CEIVAP

A análise da metodologia de cobrança do CEIVAP foi dividida de acordo com a estrutura básica dos mecanismos de cobrança ou seja, base de cálculo, preço unitário e coeficientes.

Base de cálculo

A primeira parcela da base de cálculo corresponde ao volume captado no manancial, a segunda ao volume efetivamente consumido e a terceira ao despejo de efluentes no corpo receptor.

A base de cálculo da fórmula considera tanto aspectos de quantidade (captação e consumo) quanto aspectos de qualidade (DBO). A vazão consumida é expressa pela multiplicação da vazão captada pelo coeficiente K_1 . Já a caracterização do uso qualitativo é singular. Normalmente, os mecanismos de cobrança utilizam, como parâmetro para o uso qualitativo, a carga de poluentes lançada. Nessa metodologia, entretanto, o uso qualitativo é caracterizado através da vazão efluente, independente da carga de DBO nela presente. Essa imperfeição é justificada pelas condicionantes da fórmula —simplicidade e aplicabilidade— sendo corrigida na proposta de evolução da metodologia.

Preço unitário

O preço unitário foi definido através da metodologia, aqui denominada, do preço médio. Isto é, dividiu-se o montante a ser investido pelos usuários da bacia, como no rateio de custos de um condomínio. O montante a ser investido foi definido com base no plano de investimentos da bacia, visando fornecer uma contrapartida financeira para o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas, concebido pela ANA. O conjunto de usuários, sobre os quais esse montante foi dividido, compreendeu os setores de saneamento e industrial³¹. No setor de saneamento, foram consideradas as populações urbanas das sedes municipais da bacia, atualizadas pelo censo demográfico do ano 2000 do IBGE. Já com relação ao setor industrial, considerou-se as indústrias responsáveis por 95% dos lançamentos de DBO da bacia e todas aquelas com mais de 50 empregados.

Dessa forma, foram calculados valores de preço unitário variando entre R\$ 0,02 e R\$ 0,05 por metro cúbico, de acordo com o montante total a ser arrecadado. O valor final

³¹ Cabe destacar que o setor elétrico já paga pelo uso da água desde julho de 2000, seguindo as determinações da Lei. 9.984 (CAMPOS, 2001).

do preço unitário, ou preço público unitário (PPU), foi definido pelo CEIVAP como R\$ 0,02 /m³.

Coefficientes

O coeficiente K_0 foi introduzido na fórmula com a preocupação de considerar a captação como um fato gerador de cobrança, tal qual o consumo e a diluição de efluentes. O fato de um usuário dispor de uma “reserva de água”, correspondente à sua outorga, já é motivo suficiente para haver a cobrança, pois essa água reservada não poderá ser utilizada por outro usuário a montante. Ao se instituir um K_0 menor que 1, procurou-se estabelecer uma relação de importância entre a captação e o consumo. A premissa básica dessa relação é que o consumo é mais impactante do que a captação, uma vez que indisponibiliza a água para outros usos a jusante além de montante, como o uso exclusivo da captação. O peso a ser dado ao K_0 foi definido pelo CEIVAP como 0,4 ou igual a 40%. Contudo, ressalta-se que a definição deste valor não teve embasamento em um estudo de diferenciação de impactos, como se propõe neste trabalho.

Quanto ao aspecto de qualidade, foram considerados os esforços dos usuários que buscam racionalizar o uso da água através da redução dos níveis de DBO dos seus efluentes. Para isso, foi inserido o coeficiente $(1 - K_2 \cdot K_3)$, que reduz o valor da cobrança em função da redução de carga de DBO lançada. O termo K_2 refere-se à cobertura do tratamento e o termo K_3 , à sua eficiência. Esse coeficiente representa mais um esforço de flexibilização da fórmula de cobrança. Contudo, se a base de cálculo “enxergasse” a carga de DBO lançada ou a vazão alocada para diluição, este coeficiente não seria necessário, bastando apenas aplicar a carga remanescente na fórmula.

A partir da metodologia transitória procedeu-se a simulação da arrecadação potencial com a cobrança dos setores de saneamento e industrial, na qual percebe-se que é possível arrecadar um total de R\$ 18,19 milhões. Considerando-se apenas a cobrança nos rios federais da bacia, esse valor seria da ordem de R\$ 13,39 milhões. Ressalta-se, entretanto, que a estimativa realizada é um simples exercício de simulação, não considerando, portanto, todo o universo de usuários pagadores, conforme descrito anteriormente. Nesse sentido, os valores apresentados são conservadores, não

representando a real capacidade de arrecadação com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia. Os resultados das simulações estão apresentados resumidamente na Tabela 6.7.

Tabela 6.7 - Resumo das Simulações Sobre o Potencial de Arrecadação Anual com a Cobrança pelo Uso da Água (Saneamento e Industrial).

Estado	Dominialidade	Arrecadação Anual (R\$)
São Paulo	Estadual	678.270
	Federal	4.606.245
	Total	5.284.515
Minas Gerais	Estadual	1.908.049
	Federal	1.587.943
	Total	3.495.993
Rio de Janeiro	Estadual	2.211.213
	Federal	7.196.084
	Total	9.407.297
Resumo Geral	Estadual	4.797.532
	Federal	13.390.272
	Total	18.187.804

Com relação aos potenciais pagadores, o CEIVAP decidiu, em sua deliberação n.º 8 de 06/12/2001, que a cobrança irá abranger os usos de recursos hídricos previstos no art. 21 da lei 9.433/97 e que, no prazo de três anos a partir do início da cobrança, todos os usuários de recursos hídricos da bacia deverão estar outorgados e efetuando o pagamento previsto, exceto os usos considerados insignificantes. Essa decisão implica em definir-se critérios de cobrança (K_0 , K_1 , K_2 , PPU) para os demais setores usuários como agropecuária e hidroeletricidade.

6.2.2 Proposta para a Evolução da Metodologia Transitória de Cobrança do CEIVAP

A fórmula transitória é passível de aprimoramento gradual na sua formulação, com base nas diretrizes da Lei 9.433/97 e do PL 1.616. De acordo com essa orientação, o Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE elaborou uma proposta de evolução da metodologia de cobrança do CEIVAP, que deverá considerar:

- *a capacidade de diluição do corpo receptor, expressa em “volumes de água indisponibilizados” pelo lançamento de um determinado usuário;*

- que o usuário ao captar água com poluentes é passível de compensação financeira, podendo, inclusive, ser credor do sistema de cobrança quando devolver ao rio água em qualidade superior à captada.

No quadro 6.1, apresenta-se a proposta de evolução da metodologia de cobrança.

Carga
pode ser negativa quando a qualidade do efluente for superior à de captação.

$$C = Q_{cap} \times P_{cap} + Q_{cons} \times P_{cons} + \underbrace{\{ [Carga\ efluente - Carga\ coletada] : C_{meta} \}}_{\text{Vazão de diluição}} \times P_{dil}$$

$$C = \underbrace{Q_{cap} \times P_{cap}}_{\text{cobrança pela Captação}} + \underbrace{Q_{cons} \times P_{cons}}_{\text{cobrança pelo Consumo}} + \underbrace{\{ [Q_{eflu} \times C_{tip} \times (1 - \alpha\beta) - Q_{cap} \times C_{cap}] : C_{meta} \}}_{\text{cobrança pela Diluição de efluentes}} \times P_{dil}$$

onde:

C = Valor total da cobrança (R\$/mês)
P_{cap}, P_{cons}, P_{dil} = Preços públicos unitários, a serem definidos pelo Comitê, para cada uma das parcelas
Q_{cap} = Volume de água captada durante um mês (m³/mês)
Q_{cons} = Volume de água consumido pelo processo produtivo durante um mês (m³/mês)
Q_{eflu} = Volume de água restituído ao corpo hídrico em um mês (m³/mês)
C_{tip} = Concentração-padrão de cada poluente por tipologia ou concentração do efluente pré-tratamento
α = Coeficiente de relação entre o volume de efluente tratado e o volume total de efluente produzido (K₂ na formulação anterior)
β = Coeficiente que exprime a eficiência do tratamento (K₃ na formulação anterior)
C_{cap} = Concentração do poluente no corpo hídrico de captação
C_{meta} = Concentração meta do rio para o poluente

Quadro 6.1 – Proposta de evolução da metodologia de cobrança do CEIVAP.

6.3 Aplicação da Metodologia Proposta

Esta seção descreve a aplicação da metodologia de cobrança proposta neste trabalho à bacia do rio Paraíba do Sul. É importante frisar que essa aplicação não seria possível sem o auxílio do sistema de concessão de outorgas, em desenvolvimento no Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ³². Neste sistema, discretiza-se a bacia em 4.713 trechos, definindo-se para cada um deles, os trechos a montante e a jusante, ou seja, a topologia da bacia. Além disso, a cada trecho está associada uma micro-bacia, de modo que se pode determinar a área de contribuição de qualquer trecho e ainda diversas características acumuladas nesta área, tais como: chuva média, vazão disponível, uso da água, população, uso do solo e relevo. Isso tudo de maneira simples, rápida e barata.

6.3.1 Cálculo da Escassez

Para o cálculo da escassez na bacia do rio Paraíba do Sul, as equações apresentadas no capítulo cinco foram transformadas em um conjunto de consultas e macros de um banco de dados ACCESS®. O sistema de concessão de outorgas forneceu ao banco de dados, mediante algumas adaptações, os valores das vazões brutas e líquidas disponíveis para outorga (Q_B e Q_L), em cada trecho da bacia e assim, o banco de dados pode calcular a escassez na bacia do rio Paraíba do Sul.

No entanto, devido à insuficiência de dados cadastrais e estudos, adotou-se algumas simplificações para possibilitar a aplicação do modelo. Entre as simplificações adotadas deve-se destacar:

- *Não foram considerados os usuários do setor de agropecuária nem do setor hidrelétrico;*

³² Para maiores informações sobre esse sistema, consultar LYRA *et al* (2001).

- *As vazões utilizadas pelos setores de saneamento e industrial foram obtidas com base em estimativas calculadas através de demandas específicas parametrizadas³³;*
- *Associou-se todo o uso da água de uma cidade a um único ponto, localizado no rio de menor ordem³⁴ e de maior comprimento na mancha urbana da cidade. O uso foi localizado no ponto médio do comprimento total desse rio, dentro da mancha urbana;*
- *A vazão mínima disponível para outorga ($Q_{7,10}$), em toda a bacia, foi determinada com base nas equações de regionalização de vazões válidas apenas para o trecho paulista da bacia*

À medida que for aumentando o conhecimento sobre a disponibilidade de água e as demandas hídricas na bacia, essas simplificações serão eliminadas e os valores de escassez calculados serão mais precisos. Contudo, há ainda outras simplificações que dizem respeito à própria estrutura do sistema de concessão de outorgas, descritas a seguir.

- *Considera-se todos os usuários localizados em um trecho como um único “usuário-equivalente”, localizado no início do trecho. O uso da água do “usuário-equivalente” corresponde ao somatório dos usos de todos os usuários localizados no trecho;*
- *Considera-se um decaimento exponencial na concentração de DBO, com uma taxa de 0,25 ao dia, constante em toda a bacia. Para o cálculo desse decaimento ao longo dos rios, adota-se a velocidade de escoamento dos cursos d’água, igual a 0,5 m/s, também constante em toda a bacia;*
- *Não se considera a retirada de carga de poluição pelos usuários de consumo.*

Como dito, o sistema de concessão de outorgas está em desenvolvimento, de modo que essas simplificações serão ainda corrigidas. Por exemplo, as duas últimas poderão ser corrigidas com a integração do modelo de qualidade de água QUAL2E® ao sistema, em fase atual de implementação.

Finalmente, para o cálculo da escassez, foram consideradas as seguintes hipóteses:

³³ Para maiores detalhes sobre a estimativa das vazões captadas, consumidas e das cargas de DBO lançadas, consultar LABHID (2002a).

³⁴ Quanto menor for a ordem, maior será a importância do rio. Por exemplo, o rio Paraíba do Sul tem ordem igual a um e o rio Paraibuna, seu afluente, tem ordem igual a dois.

- a) A vazão ecológica foi arbitrada trecho a trecho;
- b) A vazão bruta disponível para outorga de diluição inclui a vazão ecológica;
- c) A concentração máxima permitida de DBO, nos corpos d'água da bacia, vale 10 mg/l;
- d) Considera-se a população estimada para o ano de 2002, através das curvas de projeção elaboradas pelo Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UF RJ.

Considerando-se todas as simplificações adotadas e as hipóteses de cálculo utilizadas, reúne-se, na tabela 6.8, os valores de escassez calculados para a bacia do rio Paraíba do Sul.

Tabela 6.8 – Valores da Escassez para a bacia do rio Paraíba do Sul

Tipo	E (%)
Escassez de captação	13,49
Escassez de consumo	232,52
Escassez de diluição de DBO	71,41
Escassez Global	105,21

O menor valor de escassez, 13,49%, ocorre no uso de captação. Isto significa que ainda há uma grande quantidade de vazões outorgáveis para captação disponíveis na bacia. Este resultado indica, principalmente, que a bacia possui água disponível em quantidade, o que corresponde à sua realidade, de acordo com o Plano de Recursos Hídricos da bacia (LABHID, 2002a).

A escassez de consumo é a mais crítica da bacia, com um valor de 232,52%. Isso significa que os usuários instalados na bacia utilizam mais que duas vezes a disponibilidade hídrica para este tipo de uso. Para tentar explicar esse fenômeno, deve-se considerar os seguintes fatores:

- a) A disponibilidade líquida de outorga para consumo (Q_{LCON}), em um determinado ponto, é “amarrada” pelas reservas para captação e diluição, a jusante desse ponto.

Portanto, um uso significativo de diluição pode indisponibilizar muitas vazões outorgáveis de consumo a montante;

- b) Todo o uso da água de uma cidade foi concentrado em um único ponto. Com isso, as concentrações de DBO, em determinados locais, tornaram-se demasiadamente altas, indisponibilizando uma grande quantidade de vazões outorgáveis para consumo a montante;
- c) O sistema de concessão de outorgas está ainda em fase de desenvolvimento e precisa ser aperfeiçoado em alguns pontos como a não consideração da retirada de parte da carga poluente exercida por um usuário consumidor.

Portanto, conclui-se que o valor da escassez de consumo pode estar superestimado.

Finalmente, no caso da escassez de diluição, o valor encontrado é de 71,41% indicando que ainda há vazões outorgáveis para diluição de DBO na bacia. Os fatores “b” e “c”, citados no caso anterior, também influenciam a escassez de diluição. No entanto, essa influência é atenuada pelo fato da DBO ser um poluente não-conservativo. Assim, mesmo que a vazão disponível para sua diluição, em alguns locais da bacia, seja muito pequena, não significa que cargas de DBO não possam ser lançadas a montante, desde que sua concentração sofra decaimento suficiente para respeitar as disponibilidades nesses locais.

Finalmente, a escassez global, de 105,21%, mostra que, se considerarmos todos os usos juntos, a quantidade de vazões indisponibilizadas é ligeiramente maior que a disponibilidade hídrica da bacia. Contudo, viu-se que a escassez para consumo é demasiadamente alta, o que sugere cuidados na leitura do valor da escassez global, por poder mascarar a escassez para certos tipos de uso específicos.

6.3.2 Cálculo da Cobrança

Seguindo o objetivo de demonstrar a aplicabilidade da metodologia proposta a um caso real, foi calculado o valor da cobrança pelo uso da água para alguns usuários da bacia do rio Paraíba do Sul. Os usuários selecionados são apresentados na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 –Usuários hipotéticos utilizados para aplicação da metodologia de cobrança proposta.

Fonte: Sistema de Informações de Recursos Hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul/COPPE-UFRJ.

Usuário	Localização	Setor	Vazão Captada (m ³ /s)	Vazão Consumida (m ³ /s)	DBO rem (kg/dia)
Cidade A ¹	próx. foz	Saneamento	0,75	0,23	14.004
Cidade B	trecho médio	Saneamento	0,66	0,20	12.111
Cidade C	próx. cabeceira	Saneamento	0,33	0,10	6.183
Indústria A	trecho médio	Industrial	8,70	4,70	3.587
Indústria B	próx. cabeceira	Industrial	0,86	0,26	2.027

¹ Na prática, o usuário não é a cidade, mas a companhia de saneamento que a abastece. Contudo, adotou-se a cidade como usuário para possibilitar a aplicação da metodologia.

Foram selecionados três usuários do setor saneamento e dois usuários do setor industrial. O critério básico para escolha destes usuários foi a sua localização. A cidade A localiza-se próxima à foz da bacia do rio Paraíba do Sul, a cidade B e a indústria A localizam-se no seu trecho médio e a cidade C e a indústria B próximos à sua cabeceira.

A fim de aplicar a metodologia de cobrança aqui proposta, necessita-se conhecer a parcela da escassez na bacia que cabe a cada usuário (base de cálculo) e o preço unitário da escassez na bacia.

Base de cálculo

Para determinação da base de cálculo, calcula-se a escassez na bacia supondo que o usuário não esteja nela instalado. A diferença entre esse valor e a escassez na bacia, considerando o usuário instalado, é a parcela da escassez relativa àquele usuário. Na Tabela 6.10, apresenta-se as parcelas da escassez relativas aos usuários hipotéticos da bacia do rio Paraíba do Sul.

Tabela 6.10- Parcelas da escassez relativas aos usuários hipotéticos da bacia do rio Paraíba do Sul.

Usuário	Escassez		
	Cap (%)	Con (%)	Dil DBO (%)
Cidade A	0,03	0,78	0,54
Cidade B	0,07	3,12	3,48
Cidade C	0,06	20,30	0,93
Indústria A	1,63	3,05	3,31
Indústria B	0,18	6,91	0,44

A maior parcela da escassez de captação na bacia, entre os usuários selecionados, corresponde à indústria A e vale 1,63%. A escassez de captação em um trecho é influenciada apenas pelas outorgas de consumo concedidas a montante. Portanto, o usuário consumidor que exercer o maior uso e/ou estiver mais a montante na bacia, causará a maior escassez de captação. A indústria A não é o usuário mais a montante, mas é o usuário que possui o maior uso de consumo ($4,70 \text{ m}^3/\text{s}$), portanto o resultado é razoável. Note que a cidade B, apesar de consumir menos água ($0,20 \text{ m}^3/\text{s}$) que a cidade A ($0,23 \text{ m}^3/\text{s}$), é responsável por uma parcela da escassez de captação maior. Isso ocorre por ela estar mais a montante.

Para a escassez de consumo, a maior parcela encontrada, significativamente maior que as outras, é de 20,30%, correspondendo à cidade C. A escassez de consumo depende das outorgas de consumo, concedidas a montante, e das outorgas de captação, consumo e diluição, concedidas a jusante. Portanto, o usuário que causa maior escassez de consumo é aquele que possui o maior uso de captação, consumo ou diluição e/ou que esteja mais a montante na bacia. Neste caso, o impacto sobre a escassez causado pela cidade C é influenciado pela sua localização, junto à cabeceira, e pelo grande uso de água para diluição de DBO ($6.183 \text{ kg}/\text{dia}$). Contudo, esse impacto está demasiadamente alto e possivelmente superestimado, conforme explicado no item anterior.

Com relação ao uso de diluição, a maior parcela de escassez na bacia corresponde à cidade B, valendo 3,48%, seguida pela indústria A, com 3,31%. A escassez de diluição é influenciada pelas outorgas de consumo concedidas a montante e pelas outorgas de diluição do mesmo poluente concedidas a montante e a jusante. Logo, a maior escassez

de diluição é causada por um usuário de consumo ou diluição que possua o maior uso ou que esteja mais a montante. Neste caso, o maior usuário de diluição é a cidade A (14.004 kg/dia). Entretanto, como esta cidade está localizada próxima à foz do rio Paraíba do Sul, o seu lançamento de carga de DBO não causará grande impacto sobre a escassez na bacia, correspondendo apenas a uma restrição para outros usuários de diluição e consumo a montante. Já a cidade B, localizada no trecho médio da bacia, causa um impacto maior sobre a escassez de diluição que a última, mesmo lançando menos carga de DBO (12.111 kg/dia). Finalmente, para se explicar o impacto da indústria A sobre a escassez de diluição, deve-se considerar o seu alto consumo de água que indisponibiliza outorgas de diluição a jusante.

Preço Unitário

Como dito anteriormente, o preço unitário deve ser definido pelo comitê de bacia em função dos objetivos da cobrança e das condicionantes da bacia. Neste exemplo, foi adotado um valor arbitrário apenas para demonstração da aplicabilidade da metodologia. O critério para definição desse preço baseia-se no pressuposto de que o total arrecadado, através da aplicação da metodologia proposta, deva ser semelhante à arrecadação total prevista, com a metodologia vigente. Assim sendo, o preço unitário da escassez foi arbitrado em R\$ 65.700 por porcentagem de escassez por ano. Observa-se na Tabela 6.11, os valores da cobrança resultantes.

Tabela 6.11 – Aplicação da metodologia proposta de cobrança pelo uso da água para alguns usuários da bacia do rio Paraíba do Sul.

Usuário	Escassez (%)				PPU (R\$ / % /ano)	Cobrança (R\$/ano)			
	cap	con	dil	Σ		Cap	Con	Dil	Total
Cidade A	0,03	0,78	0,54	1,35	65.700	1.671	51.393	35.392	88.456
Cidade B	0,07	3,12	3,48	6,67	65.700	4.578	204.871	228.717	438.167
Cidade C	0,06	20,30	0,93	21,30	65.700	4.248	1.333.872	61.356	1.399.475
Indústria A	1,63	3,05	3,31	7,99	65.700	107.091	200.385	217.467	524.943
indústria B	0,18	6,91	0,44	7,52	65.700	11.501	453.745	28.763	494.008

Finalmente, a Tabela 6.12 apresenta a comparação entre os valores da cobrança pelo uso da água, calculados pela metodologia proposta neste trabalho e pela metodologia aprovada pelo comitê da bacia do rio Paraíba do Sul - CEIVAP.

Tabela 6.12 – Comparação entre os valores calculados para a cobrança pela metodologia proposta e pela metodologia vigente na bacia do rio Paraíba do Sul.

Usuário	Vazão Captada (m3/s)	Vazão Consumida (m3/s)	DBO rem (kg/dia)	Cobrança CEIVAP (R\$/ano)	Cobrança Proposta (R\$/ano)
Cidade A	0,75	0,23	14.004	638.750	88.456
Cidade B	0,66	0,20	12.111	570.526	438.167
Cidade C	0,33	0,10	6.183	292.545	1.399.475
Indústria A	8,70	4,70	3.587	5.411.578	524.943
Indústria B	0,86	0,26	2.027	418.764	494.008

Na Tabela 6.13, apresenta-se os parâmetros considerados no cálculo da cobrança pelo uso da água através da metodologia do CEIVAP.

Tabela 6.13 – Aplicação da metodologia de cobrança pelo uso da água vigente na bacia do rio Paraíba do Sul.

Usuário	Qcap (m3/s)	K0	K1	K2	K3	PPU (R\$/m3)	Cobrança (R\$/ano)
Cidade A	0,75	0,4	0,3	0,08	0,9	0,02	638.750
Cidade B	0,66	0,4	0,3	0,06	0,9	0,02	570.526
Cidade C	0,33	0,4	0,3	0	0	0,02	292.545
Indústria A	8,70	0,4	0,5402	1	0,9	0,02	5.411.578
Indústria B	0,86	0,4	0,3	1	0,9	0,02	418.764

Pela metodologia do CEIVAP, a cobrança é diretamente proporcional ao uso da água dando um peso grande ao uso quantitativo e um peso pequeno ao uso qualitativo. Com isso, o maior valor da cobrança recai sobre a indústria A, que possui o maior uso quantitativo.

Na metodologia proposta, a cobrança é diretamente proporcional à escassez causada pelo usuário. Desta forma, o total a ser arrecadado foi redistribuído entre os usuários em função de seu impacto sobre a escassez. Com isso, a indústria A deixou de ser o usuário com maior valor de cobrança, entre os usuários simulados, dando lugar a cidade C. Todavia, apesar da cidade C localizar-se mais a montante e lançar o dobro da carga de DBO que a indústria A, a diferença entre os impactos desses dois usuários é muito significativa e provavelmente está superestimada.

Em resumo, devido a todas as simplificações adotadas no cálculo, não se pode considerar os valores encontrados de escassez, e conseqüentemente de cobrança, como realidade da bacia. Ressalta-se, entretanto, que o objetivo de demonstrar a aplicabilidade da metodologia proposta foi plenamente alcançado. À medida que se conhecer melhor as disponibilidades e demandas hídricas da bacia, e o sistema de concessão de outorgas for consolidado, os valores de escassez calculados serão cada vez mais precisos.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A principal motivação para o desenvolvimento deste trabalho tem origem na implementação do novo sistema de gerenciamento de recursos hídricos, em curso no Brasil. Como parte fundamental deste sistema, destaca-se a cobrança pelo uso da água. Portanto, surge uma demanda por estudos que forneçam subsídios para a elaboração de metodologias de cobrança pelo uso da água.

Dessa forma, analisou-se as metodologias de cobrança aplicadas em países onde a prática da gestão dos recursos hídricos já está consolidada, procurando-se identificar os pontos que poderiam ser aperfeiçoados. Nessa análise, constatou-se que a necessidade de considerar, na caracterização do uso da água de um determinado usuário, o impacto que este usuário causa aos demais usuários na bacia já foi percebida há muito tempo. Para caracterizar esse impacto, a maioria dos países optou por utilizar diversos coeficientes multiplicadores ou diferenciar os preços. Entretanto, a quantificação desses coeficientes, bem como a diferenciação dos preços, nem sempre são realizadas segundo estudos técnicos precisos sendo, por vezes, determinadas através de negociações políticas.

Compreende-se que as negociações políticas devam fazer parte da determinação do valor final da cobrança. Contudo, se as negociações políticas partirem de valores calculados de forma precisa e abrangente, haverá maior possibilidade da cobrança atender aos objetivos da gestão de recursos hídricos do que aos interesses particulares de certos grupos de pressão.

Portanto, buscou-se nesse trabalho propor uma nova metodologia de cobrança, que fosse capaz de caracterizar o uso da água de um determinado usuário de forma precisa e abrangente, considerando o impacto que esse usuário causa aos demais usuários na

bacia. A caracterização deste impacto baseou-se no conceito da escassez de água, que foi aqui apresentado com uma nova abordagem, baseada na outorga de direitos de uso da água.

Desse modo, procurou-se mostrar que há uma perfeita relação entre o impacto de um usuário sobre os demais e a disponibilidade de água trecho a trecho. Isto é, uma relação entre o impacto de um usuário sobre os demais e a escassez de água. Assim sendo, o uso de coeficientes e a diferenciação de preços, visando caracterizar tal impacto, podem ser substituídos, com larga vantagem, por índices mensuráveis e com boa conceituação física.

Resultados Obtidos

A metodologia proposta foi testada em alguns exemplos numéricos hipotéticos e aplicada à bacia do rio Paraíba do Sul.

Com relação aos exemplos numéricos hipotéticos, demonstrou-se que a metodologia proposta é capaz de diferenciar o impacto de um usuário sobre os demais e, conseqüentemente, a cobrança, em função dos seguintes fatores: tipo de uso da água, localização do usuário na bacia e uso global da água no momento de análise desse impacto. Isso, sem a necessidade do uso de coeficientes multiplicadores ou diferenciação de preços, pois toda a diferenciação é internalizada no cálculo da escassez. Assim, demonstrou-se de forma clara que:

- *O tipo de uso da água mais impactante é o consumo;*
- *O impacto de um usuário consumidor tende a ser maior quanto mais a montante ele estiver na bacia;*
- *O impacto conjunto de dois usuários pode não ser igual à soma dos impactos individuais de cada um deles.*

Com relação ao estudo de caso na bacia do rio Paraíba do Sul, demonstrou-se, com sucesso, a aplicabilidade da metodologia proposta a um caso real. Todavia, devido a

algumas simplificações nos dados utilizados nessa aplicação, os resultados encontrados podem não corresponder perfeitamente à realidade da bacia, devendo, dessa forma, ser analisados com prudência.

Assim sendo, com o avanço do processo de gestão da água na bacia, a base de dados será aperfeiçoada e os resultados se aproximarão mais da realidade.

Contribuições da metodologia proposta

Com a utilização da escassez, como base de cálculo do mecanismo de cobrança, pode-se adotar um único parâmetro para caracterizar qualquer uso da água em qualquer local da bacia. Desse modo, possibilita-se a adoção de uma base de cálculo única, e conseqüentemente, de um preço unitário único para todos os usos, simplificando, de forma significativa, o mecanismo de cobrança e facilitando a comparação entre os usuários.

Além disso, a metodologia proposta pode minimizar uma limitação da aplicação das teorias econômicas de formação de preço para o caso específico da água: a interligação entre os trechos de uma bacia hidrográfica. Isso porque na utilização da escassez, como base de cálculo, no lugar da vazão ou da carga de poluentes lançada, internaliza-se os efeitos a montante e a jusante, causados pelo uso da água de um determinado usuário.

Uma outra contribuição dessa metodologia ocorre quando o sistema de concessão de outorgas, sobre o qual estiver baseado o mecanismo de cobrança, estiver vinculado a um modelo de qualidade de água. Com isso, é possível apreender, no mecanismo de cobrança, parte da complexidade da caracterização da dinâmica da poluição na bacia.

É também interessante notar que a metodologia proposta baseia-se num sistema de concessão de outorgas sem, no entanto, intervir neste sistema ou depender da forma como ele é estruturado. Assim, o sistema de outorga poderá ser aprimorado e conseqüentemente o cálculo da escassez, à medida que o conhecimento sobre a dinâmica da água na bacia for aprofundado.

Em resumo, a maior contribuição desta metodologia é o fato de ela conseguir “enxergar”, de forma precisa e abrangente, os impactos que um usuário causa aos outros usuários na bacia. Desta forma, a metodologia torna a cobrança pelo uso da água mais transparente, dando-lhe maior credibilidade e facilitando a sua aplicação.

Finalmente, além das contribuições já citadas, há ainda uma outra muito interessante: a determinação de um indicador de tendência de variação da escassez. Esse indicador informa, com a frequência desejada, se a escassez de uma bacia, ou sub-bacia, está subindo ou descendo e ainda quantifica essa tendência. Com esse indicador, disponibiliza-se para os usuários e os tomadores de decisão da bacia, uma informação simples, clara e muito valiosa, que irá auxiliá-los na decisão de onde e quando instalar-se e na avaliação da efetividade dos esforços de gestão de recursos hídricos empreendidos.

Recomendações

Divide-se as recomendações em dois grupos: aquelas que sugerem futuras aplicações para a metodologia proposta e aquelas que dizem respeito ao seu desenvolvimento.

Com relação ao primeiro grupo, recomenda-se primeiramente a aplicação da metodologia proposta a outras bacias hidrográficas. Além disso, sugere-se a aplicação das teorias econômicas de formação de preço utilizando a escassez como base de cálculo. Finalmente, recomenda-se que a escassez seja utilizada não só como base de cálculo no mecanismo de cobrança, mas também em outras aplicações como: comparação de estresse hídrico entre bacias ou sub-bacias; base para alterações no preço unitário da cobrança ao longo do tempo; análise de cenários; critério para a hierarquização de intervenções.

Com relação às recomendações de desenvolvimento da metodologia proposta, destaca-se a extensão da análise do impacto para considerar também aspectos sociais, políticos e, principalmente, econômicos. Além disso, recomenda-se o estudo de outras maneiras de inserir a escassez no mecanismo de cobrança. Nesse trabalho, foi proposta a soma dos valores de escassez para os diferentes tipos de uso, contudo, essa formulação pode ainda ser aperfeiçoada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASAD, M., AZEVEDO, L. G., KEMPER, K. E. et al, 1999, *Management of Water Resources – Bulk Water Pricing in Brazil*. World Bank Technical Paper n. 432, Washington, D.C., EUA.
- BARTH, F. T., 1999, “Aspectos Institucionais do Gerenciamento de Recursos Hídricos”. In: Rebouças, A. da C., Braga, B. e Tundisi, J. G. (org.), *Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação*, cap. 17, São Paulo, Escrituras Editora.
- CAMPOS, J.D., 2001, *Cobrança pelo uso da água nas transposições da bacia do rio Paraíba do Sul envolvendo o Setor Elétrico*. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- CANEDO, P.de M., 2002, *Comunicação Pessoal*.
- CÁNEPA, E. M., (no prelo), “Economia da Poluição”. In: Young, C.E.F., Lustosa, C. (org.), *Economia do Meio Ambiente*, cap. 4, Sociedade Brasileira de Economia Ecológica e Editora Campus.
- CÁNEPA, E.M., PEREIRA, J.S. & LANNA, A.E.L., 1999, “A Política de Recursos Hídricos e o Princípio Usuário-Pagador”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 4, n. 1(Jan/Mar), pp.103-117.
- CARRERA-FERNANDEZ, 1997, *Ampliação do Estudo de Cobrança pelo Uso e Poluição da Água em Corpos d’Água do Domínio do Estado da Bahia e Complementação da Regulamentação da Lei Estadual – Relatório Final*. Governo do Estado da Bahia – SRH/BID, Salvador.
- CARRERA-FERNANDEZ, 2000, “Cobrança pelo uso da água em sistemas de bacias hidrográficas: o caso da bacia do rio Pirapama em Pernambuco”. *Economia Aplicada*, v.4, n.3, pp.525-570.

- CEIVAP (Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), 2001, *Bacia do Rio Paraíba do Sul: Livro da Bacia*. Projeto PROAGUA/MMA/ANA/Banco Mundial/UNESCO, Brasília.
- COGERH (Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – Ceará), 2001, *Plano de Uso Racional da Água para Irrigação nos Vales do Jaguaribe e Banabuiú*. Governo do Estado do Ceará, ANA (Agência Nacional de Águas), Fortaleza, agosto.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1986, *Resolução CONAMA n.º 20, de 18 de junho de 1986*. Diário Oficial da União, Brasília.
- CRH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos – São Paulo), 1997, *Simulação da Cobrança pelo Uso da Água*. Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos – CORHI, São Paulo.
- EASTER, K.W., BECKER, N., TSUR, Y., 1997, “Economic Mechanisms for Managing Water Resources: Pricing, Permits and Markets”. In: Biswas, A.K. (ed.), *Water Resources Environmental Planning, Management and Development*, cap. 13, Nova Iorque, McGraw-Hill.
- FERGUSON, C.E., 1990, *Teoria Microeconômica*. 14º ed., Rio de Janeiro, Editora Forense Universitária.
- FORMIGA-JOHNSSON, R. M., SCATASTA, M., no prelo, “One Brazil? The Impact of Regional Differences on Brazil’s New Water Management System: an Analysis of Its Implementation in the Paraíba do Sul and Curu River Basins”. In: Alaerts, G. (Org.), *River Basin Management*, Washington, Resources for Future.
- FORMIGA-JOHNSSON, R.M., 2002, *Comunicação Pessoal*.
- GARRIDO, R. J. S., 1999, “Estágio Atual dos Aspectos Institucionais da Gestão de Recursos Hídricos no Brasil”. In: *Lei N.º 9.433 de 8 de Janeiro de 1997*, 2 ed., Brasília, MMA/SRH.
- HOWE, C.W., SCHURMEIER, D.R., SHAW, W.D., 1986, “Innovative Approaches to Water Allocation: the Potencial for Water Markets”. *Water Resources Research*, n. 22, pp. 439-445.
- KELMAN, J., 2000, “Outorga e Cobrança de Recursos Hídricos”. In: Thame, A. C. de M.(org.), *A Cobrança pelo Uso da Água*, Cap. 5.2, São Paulo, IQUAL - Instituto de Qualificação e Editoração Ltda.

- KEMPER, K., 1997, *O Custo da Água Gratuita – Alocação e Uso dos Recursos Hídricos no Vale do Curu, Ceará, Nordeste Brasileiro*. Linköping, Suécia, Universidade de Linköping.
- LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ), 2001a, *Cobrança pelo Uso da Água Bruta: Experiências Europeias e Propostas Brasileiras*. In: Projeto PROAGUA – Fortalecimento Institucional, Fase III – Sistema de Gestão da Bacia do Rio Paraíba do Sul, MMA/SRH/CEIVAP, Rio de Janeiro.
- LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ), 2001b, *Sistema de Informações e de Apoio à Decisão de Outorga para a Bacia do Paraíba do Sul*. In: Projeto Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (PGRH-RE-03-R0), Fundação COPPETEC/ANA, Rio de Janeiro.
- LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ), 2002a, *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul*. In: Projeto Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (PGRH-RE-09-R0), Fundação COPPETEC/ANA, Rio de Janeiro
- LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ), 2002b, *Nota técnica sobre usos insignificantes e critérios para cobrança de outros setores usuários*. In: Projeto Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, Fundação COPPETEC/ANA, Rio de Janeiro
- LANNA, A.E., 1999, “Hidroeconomia”. In: Rebouças, A. da C., Braga, B. e Tundisi, J. G. (org.), *Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação*, cap. 16, São Paulo, Escrituras Editora.
- LYRA, F.J., CARVALHO, M., THOMAS, P., 2001, “Um Sistema de Informações e Apoio à Outorga para a Bacia do Rio Paraíba do Sul”. In: *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Aracaju, ABRH.
- MARTINEZ, F.J., BRAGA, B.P.F.J., 1997, “Aplicação de Instrumentos Econômicos à Gestão Ambiental - O Caso dos Recursos Hídricos”. In: *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Vitória, ABRH.
- MISHAN, E.J., 1969, *Welfare Economics: an assesment*. Amsterdam, North Holland.
- MISHAN, E.J., 1976, *Análise de Custos-Benefícios*. Rio de Janeiro, Zahar Editores.

- PEARCE, D.W., TURNER, R.K., 1990, *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf.
- POMPEU, C.T., 2000, “Fundamentos Jurídicos do Anteprojeto de Lei da Cobrança pelo Uso das Águas do Domínio do Estado de São Paulo”. In: Thame, A. C. de M.(org.), *A Cobrança pelo Uso da Água*, Cap. 4.2, São Paulo, IQUAL - Instituto de Qualificação e Editoração Ltda.
- RIBEIRO, M.M.R., LANNA, A.E.L., 2001, “Instrumentos Regulatórios e Econômicos – Aplicabilidade à Gestão das Águas e à Bacia do Rio Pirapama, PE”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 4 (Out/Dez), pp.41-70.
- RIBEIRO, M.M.R., LANNA, A.E.L., PEREIRA, J.S., 1999, “Elasticidade-Preço da Demanda e Cobrança pelo Uso da Água”. In: *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, ABRH.
- RODRIGUES, R.B., PORTO, M., 1999, “Modelo Matemático Proposto para Auxílio no Processo de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água”. In: *Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, ABRH.
- SAMUELSON, P.A., 1975, *Introdução à Análise Econômica*. 8º ed., Rio de Janeiro, Agir Editora.
- SANTOS, M.O.R.M., 2002, *O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário*. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- SCHVARTZMAN, A.S., NASCIMENTO, N. de O., VON SPERLING, M., 2002, “Outorga e Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, n. 1 (Jan/Mar), pp. 103-122.
- SEROA DA MOTTA, R, 1990, “Análise de Custo-Benefício do Meio Ambiente”. In: Sergio Margulis (editor) e outros, *Meio Ambiente – Aspectos Técnicos e Econômicos*. Cap. 5, Brasília, IPEA/PNUD.
- SEROA DA MOTTA, R., 1998, *Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil*. In: Projeto PLANAGUA-SEMA/GTZ, Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Rio de Janeiro

- SIMPSON, L., 1993, *Factors Prerequisite to Market-based Transfer of Water*. Textos de divulgação (inéditos).
- TAVARES, V.E.Q., RIBEIRO, M.M.R., LANNA, A.E.L., 1999, “Valoração Monetária de Bens e Serviços Ambientais: Revisão do Estado-da-Arte sob a Ótica da Gestão das Águas”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 4, n. 3 (Jul/Set), pp. 97-116.
- TUCCI, C.E.M., 1993, *Hidrologia Ciência e Aplicação*, Porto Alegre, Editora da Universidade/ABRH.
- TURNER, R.K., PEARCE, D.W. & BATEMAN, I., 1994, *Environmental Economics: an elementary introduction*. Londres, Harvester Wheatsheaf.
- VON SPERLING, M., 1998, “Associação entre a Legislação Brasileira de Qualidade da Água (Resolução CONAMA 20/86) e a Seleção de Processos de Tratamento de Esgotos”. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 3, n. 1-2, pp. 67-73.

APÊNDICE A – ABREVIACÕES

ANA	Agência Nacional de Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CEEIBH	Comitê Especial para Estudos Integrados Bacias Hidrográficas
CEIVAP	Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (São Paulo)
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (Ceará)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPPE/UFRJ	Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro
DAEE	Departamento Estadual de Águas e Energia Elétrica (São Paulo)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNAEE	Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra a Seca
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FEEMA	Fundação Estadual de Meio Ambiente (Rio de Janeiro)
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos

PPU	Preço Público Unitário
PQA	Projeto Qualidade das Águas e controle da Poluição Hídrica
SERLA	Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (Rio de Janeiro)
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
TVA	Tennessee Valley Authority

APÊNDICE B – MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL

Neste apêndice apresenta-se uma descrição dos principais métodos de valoração ambiental utilizados para estimar curvas de benefícios e custos externos. Esses métodos fornecem subsídios para o cálculo do preço unitário dos mecanismos de cobrança com objetivo principal de racionalização do uso da água, reconhecimento da água como bem econômico e indicação para o usuário do real valor da água. São eles: valoração contingencial, custo de viagem, valor hedônico e demanda “tudo ou nada”. Dentre os métodos descritos, a valoração contingencial apresenta-se, segundo TAVARES *et al* (1999), como o mais amplamente utilizado.

Valoração contingencial

O método da valoração contingencial consiste, na sua forma mais comum, na realização de entrevistas com os indivíduos afetados pela disponibilidade do recurso ambiental que se deseja avaliar. Nestas entrevistas os indivíduos são questionados sobre a sua disposição a pagar para conservar ou melhorar a disponibilidade daquele recurso ou sobre o valor mínimo que estariam dispostos a aceitar como compensação pela perda ou degradação de um dado recurso ambiental. Após um tratamento das respostas com técnicas econométricas³⁵, pode-se definir a curva de benefícios ou a curva de custos externos.

³⁵ Econometria: parte da Economia voltada à descrição de relações econômicas por meio de modelos matemáticos e à estimação dos parâmetros desses modelos, com uso de dados estatísticos.

Pode-se denominar o método da valoração contingencial como um método de preferência expressa pois procura determinar a curva de benefícios/custos através das preferências individuais de cada indivíduo. O termo contingencial é utilizado porque os indivíduos devem revelar suas preferências quando confrontados com um mercado hipotético, ou eventual, construído a partir de uma série de contingências (hipóteses). Por exemplo, pergunta-se a um agricultor quanto ele estaria disposto a pagar caso tivesse a vazão do rio que atravessa sua fazenda aumentada em $1 \text{ m}^3/\text{s}$. No caso dos custos externos, os usuários situados a jusante do agricultor seriam questionados sobre quanto estariam dispostos a aceitar como compensação caso o agricultor consumisse $1 \text{ m}^3/\text{s}$ de água.

O método da valoração contingencial apresenta duas desvantagens segundo CARRERA-FERNANDEZ (2000). A primeira refere-se ao seu custo, pois envolve: a elaboração de questionários, o treinamento de pesquisadores, o processamento e análise dos dados obtidos. A segunda se refere ao fato de que, mesmo questionários bem elaborados e aplicados, não revelam precisamente o quanto os usuários estariam realmente dispostos a pagar pelo uso da água. Alguns usuários podem imaginar que declarando um valor menor poderiam obter algum benefício extra. Além disso, as disposições a pagar dos indivíduos isolados podem não representar a curva de demanda conjunta do mercado. Isso ocorre porque num mercado real há uma série de fatores que influenciam as disposições a pagar dos indivíduos e dificilmente serão captados pelo método (CANEDO, 2002).

Custo de Viagem

Este método consiste basicamente na apropriação dos gastos que os indivíduos têm para se deslocar até um local de recreação. Ele assume que estes gastos refletem, de certa forma, o valor recreacional daquele local. Por exemplo, ao se construir uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), a qualidade da água de um determinado rio se tornará melhor e alguns indivíduos serão incentivados a utilizá-lo para lazer (pesca, mergulho, etc.). Logo, calculando-se os gastos destes indivíduos para se deslocar até o rio, pode-se avaliar uma parte do benefício da construção daquela ETE. Os mesmos gastos poderiam representar o custo externo de poluir um rio que antes era limpo.

No entanto, é simplista considerar que os gastos totais efetuados representam o valor recreacional do local (TAVARES *et al*, 1999). É preciso investigar alguns fatores tais como: a forma como foram feitos estes gastos, a distância de deslocamento, o número de visitas feitas por ano, o tempo gasto nessas visitas e, se possível, a motivação.

Portanto, apesar do método ser atrativo por basear as preferências dos indivíduos em variáveis que possuem real valor econômico, sua aplicação deve ser realizada com cautela pois os resultados dependerão do conhecimento profundo dos diversos fatores citados que influenciam os gastos.

Valor Hedônico

O método do valor hedônico tem como base que: a alteração na disponibilidade de um recurso ambiental pode influenciar os preços de alguns mercados. Um mercado utilizado com frequência por este método é o imobiliário. Considera-se que os preços dos imóveis são definidos por uma série de fatores ambientais e não-ambientais. Entre os primeiros destacam-se: a disponibilidade de água, em quantidade e qualidade e a proximidade às fontes de poluição, como lixões, valas negras, etc. Já os fatores não-ambientais consideram o tamanho do imóvel, o número de cômodos e sua distribuição, a facilidade de transporte, o acesso aos locais de trabalho, etc. O método parte do princípio de que, após isoladas todas as variáveis não-ambientais, a diferença de preço remanescente poderia ser explicada pelas diferenças ambientais

Utilizando o exemplo do caso anterior, ao invés de avaliar o benefício da construção da ETE através dos custos de viagem, poder-se-ia analisar a valorização dos imóveis situados na margem do rio beneficiado pela sua construção. No caso do rio ser limpo e se tornar poluído, seria avaliada a desvalorização dos imóveis.

No entanto, há uma grande dificuldade em conseguir isolar as variáveis ambientais das não-ambientais. Dessa forma, é necessário efetuar um cuidadoso tratamento econométrico dos dados. Além disso, se os compradores dos imóveis não perceberem as mudanças ambientais, o preço não seria influenciado por essas mudanças. Por outro

lado, há ainda a possibilidade do governo oferecer subsídios ou cobrar taxas que afetem a análise do valor dos imóveis.

Os métodos do valor hedônico e do custo de viagem são classificados como de preferência revelada. Diferentemente da valoração contingencial, onde a preferência era expressa diretamente, nestes dois métodos ela é revelada indiretamente através da análise de outras variáveis.

Demanda “tudo ou nada”

Este método baseia-se na hipótese de uma interrupção na disponibilização da água para os usuários. Nessa situação hipotética os usuários teriam que buscar uma solução alternativa de forma a suprir as suas necessidades de água. Uma cidade que não pudesse mais captar água do rio teria, por exemplo, que furar um poço ou comprar água de um carro-pipa. Supõe-se neste método que, conhecendo o custo da solução alternativa mais barata, denominado preço de reserva, pode-se calcular a máxima disposição a pagar pelo uso da água de cada usuário. A máxima disposição a pagar pelo uso da água de um usuário será um valor entre o que esse usuário já paga pelo uso da água e o seu preço de reserva. Para cada setor é determinado então o preço de reserva em função de suas soluções alternativas específicas. Com base nos preços de reserva, estima-se as funções de demanda “tudo ou nada” e as correspondentes funções de demanda ordinária, obtidas através da derivação das primeiras. As funções de demanda ordinária constituem a curva de benefícios.

Pode-se argumentar, no entanto, que apesar de existir uma solução alternativa para suprir as necessidades de água de um usuário, ele pode não estar disposto a pagar o custo desta solução. Imaginemos uma cidade que capta água gratuitamente de um rio. Caso não fosse mais possível captar água deste rio, será que a cidade estaria disposta a pagar cerca de R\$ 10,00/m³ para ser abastecida por carros-pipa? Portanto, a curva de benefícios obtida por este método pode não representar precisamente a realidade.