

O IMPACTO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO COMPORTAMENTO
DO USUÁRIO

Marilene de Oliveira Ramos Múrias dos Santos

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 DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. Jerson Kelman, Ph.D.

Prof. Márcio de Souza Soares Almeida, Ph.D.

Prof^ª. Alessandra Magrini, D.Sc.

Prof. Maurício Tolmasquim, D.Sc.

Prof. Paulo Canedo de Magalhães, Ph.D.

Prof^ª. Aspásia Brasileiro de Alcântara Camargo, D.Sc.

Prof^ª. Mônica Fereira do Amaral Porto, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2002

SANTOS, MARILENE DE OLIVEIRA RAMOS
MÚRIAS DOS

O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no
Comportamento do Usuário [Rio de Janeiro] 2002

X, 231 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, D.Sc.,
Engenharia Civil, 2002)

Tese - Universidade Federal do Rio de
Janeiro, COPPE

1. Gestão de Recursos Hídricos
2. Instrumentos Econômicos

I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

“Nós que vivemos neste planeta somos seres racionais, ou assim nos chamamos. Mas não parece que o que estamos fazendo tenha muito que ver com a razão; pelo menos com a razão respeitosa com a vida e a dignidade.”

(José Saramago, jornal ABC, Madri, 06-01-2001)

A Ana Luisa, Bruno e Paulo.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Márcio Almeida que, com sua inabalável confiança na minha capacidade de realização, me permitiu aventurar por áreas novas para nós dois e me ajudou a transpor os momentos de dúvidas, indecisões e desânimo.

Ao Professor Jerson Kelman, com quem tenho tido o imenso privilégio de uma longa convivência profissional e acadêmica, cuja inteligência brilhante aliada aos elevados princípios morais que observa no exercício dos cargos públicos que tem ocupado tem sido para mim um exemplo de vida.

A todos os companheiros da COPPE, do Laboratório de Geotecnia e de Hidrologia, que nunca faltaram com o apoio moral e técnico.

A Rosa Formiga, que chegou por último, mas que, com seu profundo conhecimento no assunto, teve um papel crucial nas discussões técnicas e na revisão rigorosa, além de ser, acima de tudo, solidária.

A Universidade Federal do Rio de Janeiro, aonde cheguei em 1978 e da qual desde então nunca me afastei totalmente, vindo sempre buscar novos conhecimentos e tendo sempre encontrado.

A COPPE que tem sido para o país um centro de excelência em pesquisa e formação acadêmica e profissional, pela enorme importância na minha formação e aperfeiçoamento.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

A Fundação Getúlio Vargas, nomeadamente à Professora Aspásia Camargo e ao Professor Bianor Cavalcanti, pelo apoio na etapa final e pelo empenho em colocar na agenda de ações do país o tema do Desenvolvimento Sustentável.

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

O IMPACTO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO COMPORTAMENTO DO USUÁRIO

Marilene de Oliveira Ramos Múrias dos Santos

Abril/2002

Orientadores: Jerson Kelman

Márcio de Souza Soares Almeida

Programa: Engenharia Civil

A lei federal de Recursos Hídricos - lei 9433/1997 - introduziu a cobrança pelo uso da água no Brasil como um instrumento de gestão e como um instrumento econômico a ser aplicada tanto para os usos quantitativos, quanto para os usos qualitativos. Neste trabalho é analisada a capacidade do instrumento da cobrança de atuar como instrumento econômico, modificando o comportamento do usuário, e de conferir sustentabilidade financeira aos sistemas de gestão de recursos hídricos. Para isso são analisadas as experiências de quatro países europeus: França, Alemanha, Holanda e Inglaterra e País de Gales.

Dentro das diretrizes gerais traçadas a partir destas análises, discute-se o que seria recomendável considerar na implantação da cobrança pelo uso da água no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a adequação de duas propostas de cobrança existentes no país: Bacia do Paraíba do Sul e Estado de São Paulo e da experiência de implantação da cobrança no estado do Ceará.

Em relação à poluição por efluentes domésticos sem tratamento, a maior fonte de degradação dos corpos hídricos do país, as análises feitas denotam a existência de graves limitações ao financiamento da implantação e operação de sistemas de tratamento dos efluentes com recursos provenientes, exclusivamente, da cobrança pelo uso da água bruta e da cobrança através de tarifas de água e esgoto.

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

THE IMPACT OF WATER CHARGING ON THE USER'S BEHAVIOR

Marilene de Oliveira Ramos Múrias dos Santos

April/2002

Advisors: Jerson Kelman

Márcio de Souza Soares Almeida

Department: Civil Engineering

The Water Federal Law - law 9433/1997 – has introduced the water charging system in Brazil, as a management instrument and as an economical instrument. This instrument may be applied for withdraw and consumption, as well as pollutants dilution which consists free water uses.

This thesis analyzes the capacity of charging system, as an effective economical instrument, interfering in the users behavior - polluters and consumers - and providing financial sustentability to the water management system. To search these aims, the experiences of four European countries: France, Germany, Holland and England and Wales, has been analyzed.

Within these four lines, a discussion is made to find out what is the most suitable methodological form for charging water to be adopted by the National Water Resources System and its adequacy of: the charging system proposal for the Paraíba do Sul river basin and the estate of São Paulo, and also for the implemented water charging experience of Ceará State.

The main source of degradation of Brazilian water bodies is domestic wastewater without treatment. However, analyses show that are serious limitations to provide funds to building and operating wastewater treatment facilities only from revenue of charging free water and/or cost recovery taxes for sanitary systems.

ÍNDICE

<u>1. INTRODUÇÃO</u>	1
<u>1.1 ÁGUA, O PROBLEMA GLOBAL</u>	1
<u>1.2 O PROBLEMA DA ÁGUA NO CONTEXTO BRASILEIRO</u>	3
<u>1.3 OBJETIVOS DA TESE</u>	6
<u>1.4 ESTRUTURAÇÃO DO ESTUDO</u>	6
<u>2. POLÍTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL E A POLÍTICA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS</u>	9
<u>2.1 A EVOLUÇÃO DAS POLÍTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL</u>	9
<u>2.1.1 Evolução temporal</u>	9
<u>2.1.2 Evolução espacial</u>	10
<u>2.1.3 Evolução da abordagem dos problemas ambientais</u>	11
<u>2.1.4 Evolução do arcabouço legal</u>	12
<u>2.2 POLÍTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: CONFLITOS E COMPLEMENTARIDADES</u>	14
<u>2.3 ABORDAGENS METODOLÓGICAS PARA REGULAÇÃO DE USOS</u>	16
<u>2.3.1 Padrões uniformes de emissão (UES) aplicados aos efluentes</u>	17
<u>2.3.2 Padrões ou objetivos de qualidade ambiental</u>	21
<u>2.3.3 Aplicação da melhor tecnologia disponível – Um padrão ético-ecológico para a humanidade?</u>	23
<u>2.4 OS INSTRUMENTOS ECONÔMICOS E DE CONTROLE APLICADOS À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS</u>	28
<u>2.4.1 Sistemas de comando e controle aplicados à gestão de recursos hídricos</u> ...	28
<u>2.4.2 Instrumentos econômicos aplicados à gestão de recursos hídricos</u>	31
<u>2.5 USOS QUANTITATIVOS E QUALITATIVOS: LIMITES À CONVERTIBILIDADE NA OUTORGA E NA COBRANÇA</u>	43
<u>2.5.1 Conversibilidade entre usos qualitativos e quantitativos</u>	44
<u>2.5.2 Consideração dos efeitos tóxicos</u>	44
<u>2.5.3 Usos qualitativos e racionamento</u>	45
<u>2.5.4 Cobrança pelos usos qualitativos e localização do usuário</u>	46
<u>2.6 CONCLUSÕES</u>	47
<u>3. USOS DA ÁGUA E POLUIÇÃO</u>	51

<u>3.1 OS USOS DA ÁGUA E SEUS IMPACTOS</u>	51
<u>3.2 PRINCIPAIS POLUENTES E EFEITOS SOBRE SISTEMAS HÍDRICOS</u>	55
<u>3.3 PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA</u>	59
<u>3.4 EFLUENTES DOMÉSTICOS</u>	60
<u>3.4.1 Características dos efluentes domésticos e urbanos</u>	60
<u>3.4.2 Padrões mínimos para efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos urbanos</u>	63
<u>3.4.3 Sistemas de Tratamento de Esgotos Urbanos</u>	65
<u>3.4.4 Custos de tratamento de esgotos urbanos</u>	70
<u>3.5 EFLUENTES INDUSTRIAIS</u>	74
<u>3.5.1 Características dos efluentes dos principais setores industriais</u>	74
<u>3.5.2 Padrões mínimos para efluentes industriais</u>	78
<u>3.5.3 Tratamento de efluentes industriais</u>	79
<u>3.5.4 Eficiência e custos de remoção de poluentes na indústria</u>	81
<u>3.6 COMENTÁRIOS FINAIS</u>	83
<u>4. SISTEMAS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS: PRINCIPAIS EXPERIÊNCIAS</u>	84
<u>4.1 INTRODUÇÃO</u>	84
<u>4.2 UM SISTEMA DE COMANDO E CONTROLE: A EXPERIÊNCIA AMERICANA</u>	85
<u>4.2.1 Entidades de gestão (OCDE, 1996)</u>	85
<u>4.2.2 Legislação de controle da poluição hídrica (OCDE, 1996 e KIELY, 1998)</u>	86
<u>4.2.3 Cobrança pelo uso da água</u>	87
<u>4.2.4 Principais resultados</u>	87
<u>4.2.5 Custos associados ao controle e redução da poluição das águas</u>	88
<u>4.3 A POLÍTICA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO HÍDRICA DA UNIÃO EUROPÉIA</u>	89
<u>4.4 A EXPERIÊNCIA ALEMÃ</u>	90
<u>4.4.1 Entidades de gestão</u>	91
<u>4.4.2 Objetivos ambientais da política de controle da poluição hídrica</u>	93
<u>4.4.3 Instrumentos de gestão e de controle da poluição hídrica</u>	93
<u>4.4.4 Cobrança pelo uso da água</u>	94
<u>4.4.5 Principais resultados</u>	99
<u>4.5 A EXPERIÊNCIA FRANCESA</u>	100
<u>4.5.1 Entidades de gestão e regulação</u>	100

<u>4.5.2 Legislação</u>	103
<u>4.5.3 Objetivos da política de controle e gestão</u>	104
<u>4.5.4 Monitoramento e fiscalização das fontes poluidoras</u>	105
<u>4.5.5 A cobrança como instrumento de gestão</u>	106
<u>4.5.6 Principais Resultados</u>	111
<u>4.6 A EXPERIÊNCIA DO REINO UNIDO (INGLATERRA E PAÍS DE GALES)</u>	114
<u>4.6.1 Entidades de gestão</u>	114
<u>4.6.2 Legislação</u>	115
<u>4.6.3 Cobrança pelo uso da água</u>	115
<u>4.6.4 Principais Resultados</u>	117
<u>4.7 A EXPERIÊNCIA HOLANDESA</u>	118
<u>4.7.1 Aspectos gerais da gestão</u>	118
<u>4.7.2 Objetivos de Qualidade Ambiental</u>	119
<u>4.7.3 Legislação</u>	119
<u>4.7.4 Cobrança pelo uso da água</u>	119
<u>4.7.5 Principais Resultados</u>	123
<u>4.8 ASPECTOS IMPORTANTES NOS SISTEMAS DE GESTÃO</u>	124
<u>5. O IMPACTO DA COBRANÇA SOBRE O USO DOMÉSTICO E INDUSTRIAL</u>	128
<u>5.1 INTRODUÇÃO</u>	128
<u>5.2 O IMPACTO DA COBRANÇA SOBRE O USO DOMÉSTICO</u>	130
<u>5.2.1 Impacto da cobrança sobre as tarifas de água e esgoto doméstico</u>	134
<u>5.2.2 A relação entre o consumo doméstico e as tarifas de água e esgotamento sanitário</u>	137
<u>5.2.3 Tarifas e custos nos sistemas de saneamento</u>	142
<u>5.3 O IMPACTO DA COBRANÇA SOBRE O USO INDUSTRIAL</u>	149
<u>5.3.1 Cobrança pelo uso da água e tarifas por abastecimento no setor industrial</u>	149
<u>5.3.2 Custos de remoção e cobrança por poluição na indústria</u>	151
<u>5.4 EFETIVIDADE E EFICIÊNCIA FINANCEIRA DOS SISTEMAS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS</u>	163
<u>5.5 INVESTIMENTOS SETORIAIS NO ABATIMENTO DA POLUIÇÃO</u>	166
<u>5.6 CONCLUSÕES</u>	169

<u>6. GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL</u>	173
<u>6.1 INTRODUÇÃO</u>	173
<u>6.2 LEGISLAÇÃO</u>	175
<u>6.3 O FEDERALISMO E A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL</u>	177
<u>6.4 ENTIDADES DE GESTÃO</u>	179
<u>6.5 DISPONIBILIDADE E DEMANDA DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL</u>	182
<u>6.6 COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO BRASIL</u>	184
<u>6.6.1 A proposta de cobrança para São Paulo</u>	186
<u>6.6.2 A cobrança pelo uso da água no Ceará</u>	192
<u>6.6.3 A cobrança pelo uso da água na bacia do Paraíba do Sul</u>	196
<u>6.6.4 Quadro Resumo da Cobrança no Brasil</u>	201
<u>6.7 A SUSTENTABILIDADE DO SISTEMA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS BRASILEIRO</u>	202
<u>6.7.1 Simulação da receita potencial da cobrança por uso da água no Brasil</u>	202
<u>6.7.2 Sustentabilidade do sistema de gerenciamento e monitoramento</u>	204
<u>6.7.3 Impacto ambiental da cobrança no Brasil: alguns cenários</u>	206
<u>6.8 A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA E AS TARIFAS DE SANEAMENTO</u>	208
<u>6.8.1 Impactos da cobrança pelo uso da água sobre as tarifas de saneamento no Brasil</u>	208
<u>6.8.2 A relação entre consumo e tarifas no Brasil</u>	210
<u>6.9 ALGUMAS CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES SOBRE O SISTEMA DE GESTÃO BRASILEIRO</u>	214
<u>7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</u>	216
<u>BIBLIOGRAFIA</u>	223
<u>ANEXO 1</u>	228

1. Introdução

1.1 *Água, o problema global*

“É um presente dos céus, tão essencial à vida quanto o ar que respiramos e antigamente encontrada em abundância. Por isto a água doce é freqüentemente tratada como um bem livre por consumidores e usada prodigamente”.

Financial Times, informando a realização do 2º
World Water Forum, em 15/03/2000.

Não é por acaso que um jornal de economia tratava da questão da água num artigo de página inteira. Os problemas de escassez e degradação dos recursos hídricos acarretados pela crescente concentração populacional e forte industrialização registradas no último século demandam uma mudança de comportamento no uso deste recurso diante da possibilidade de uma crise na disponibilidade de água em várias partes do mundo. E entre as diversas mudanças necessárias, uma será certamente tratá-la como um bem que tem valor econômico.

A World Commission on Water, suportada pela ONU e Banco Mundial, estima que o crescimento da população nos próximos 25 anos requererá 17% de aumento da disponibilidade de água para irrigação e 70% para abastecimento urbano, o que associado aos demais usos, deverá representar um acréscimo de 40% na demanda total. Aquela comissão avalia também que será necessária a duplicação dos investimentos em água e saneamento, passando dos cerca de US\$70-80 bilhões anuais para US\$180 bilhões, a fim de atender a demanda crescente e reduzir o número de pessoas sem água limpa (1 bilhão) e sem saneamento (3 bilhões) em todo o mundo – para cerca de 330 milhões até 2025.

Em alguns países mais ricos, principalmente da Europa Ocidental, existem arranjos institucionais para gestão da água que aliados ao fato das taxas de água geralmente refletirem os custos de suprimento, recolha e tratamento, vêm permitindo um disciplinamento do uso e a proteção ambiental. Nestes países, comportamentos antiquados têm sido abandonados rapidamente, levando à reversão de parte dos problemas com a redução dos índices de desperdício e a recuperação ambiental. De 1985 a 1994, o preço do m³ de água na França subiu 92% e o volume de água fornecido por operadores privados a cada pessoa conectada a rede de abastecimento¹, que em 1985 era em média 67

¹ Não representa o consumo doméstico per capita, mas a razão entre o volume total abastecido pelo sistema e o número de habitantes conectados, ou seja, inclui todos os usos.

m³/pessoa.ano, atingiu 75 m³/pessoa.ano em 1991 e caiu para 71.2 m³/pessoa.ano em 1994, enquanto no setor industrial observou-se uma redução de 12% no consumo total anual entre 1981 e 1990 (BARRAQUE *et al.*, 1998). O rio Reno que há 30 anos atrás estava fortemente poluído apresenta hoje uma fauna comparável à observada há 100 anos atrás (GTZ, 1998).

Enquanto países como França, Alemanha, Holanda e Reino Unido, apresentam índices próximos de 100% de conexão à rede de água e 80 a 96% a rede de coleta de esgotos, com 65 a 80% de tratamento secundário (CORREIA *et al.*, 1998), ainda restam no mundo cerca de 1 bilhão de pessoas sem água limpa e 3 bilhões sem coleta de esgoto, majoritariamente nos países subdesenvolvidos.

Em partes do México, Índia, Yemen e China, o nível do lençol freático vem descendo mais de 1 metro por ano. A agricultura irrigada, feita de forma descontrolada, tem devastado partes da Ásia Central e o Mar de Aral apresenta uma fração de seu tamanho original. Em todo o mundo, grande parte dos recursos hídricos superficiais localizados próximos aos grandes centros de demanda encontram-se comprometidos em função do nível de poluição que apresentam, caso do Nilo, Tietê, Paraíba do Sul, entre outros.

Entre as soluções apontadas para os problemas que afetam os recursos hídricos, a universalização dos serviços de água e esgoto é o primeiro objetivo colocado por largos setores da sociedade, pelos organismos internacionais como a ONU e o Banco Mundial e pelo governo brasileiro. Além de atender a uma necessidade de melhoria das condições de saúde e de vida da população se refletirá também na adoção de práticas de conservação e na recuperação da qualidade ambiental dos ecossistemas como um todo.

Outro objetivo para a gestão dos recursos hídricos e reversão dos problemas é a aplicação de mecanismos de gestão que incentivem o uso mais racional da água, ou seja, incentivar a todos aqueles que usam a água de forma ineficiente a pagar pelo seu uso ou desistir e transferir a água para usos de valor maior, entre eles, inclusive, os usos ambientais. Por outro lado, entre o meio técnico, ambientalista e dos organismos de financiamento existe a preocupação de que, mesmo em países desenvolvidos, o preço da água não consegue internalizar ainda as deseconomias geradas por suas diversas formas de utilização e não reflete a própria escassez do recurso. Uma das conclusões a que chegam BUCKLAND e ZABEL (1998), quando analisam os aspectos econômicos e financeiros das políticas de gestão de recursos hídricos em países europeus (França, Alemanha, Holanda, Reino Unido e Portugal), é de que a cobrança por qualquer tipo de uso não é estabelecida, em nenhum dos casos analisados, com base nas externalidades decorrentes do uso, mas apenas como

mecanismo para cobrir custos de operação dos sistemas, de gestão e monitoramento ou também o plano de investimentos (França e Alemanha).

A excessiva centralização das ações relativas ao gerenciamento de recursos hídricos que alija e aliena os setores usuários da gestão vem sendo apontada também como um dos fatores que impedem uma maior proteção dos recursos e uma alocação mais racional. A hierarquização dos usos e ações relativas ao gerenciamento dos recursos hídricos deve ser feita com ampla participação dos setores interessados e no nível de decisão o mais baixo possível. A ampliação desta participação através da implantação de arranjos institucionais adequados pode ser colocada como o terceiro objetivo reivindicado pelos setores interessados.

Os três objetivos enunciados estão de acordo com as diretrizes para a política de gestão dos recursos hídricos pela Conferência Internacional sobre Água e Desenvolvimento, ocorrida em Dublin e confirmadas pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio de Janeiro, 1992):

- O desenvolvimento deve ser sustentável, ou seja, o gerenciamento eficiente dos recursos hídricos implica numa abordagem que torne compatíveis o desenvolvimento sócio-econômico e a proteção dos ecossistemas naturais;
- O desenvolvimento e o gerenciamento devem apoiar-se, em todos os níveis, na participação dos usuários, dos tomadores de decisões e dos planejadores;
- A água tem valor econômico para todos e por todos os seus usos.

Os governos devem estabelecer os arranjos institucionais a nível local, nacional e internacional que permitam atingir os objetivos colocados, permitindo um gerenciamento mais eficiente dos escassos recursos e encorajar investimentos.

1.2 O problema da água no contexto brasileiro

O Brasil, por suas dimensões continentais e diversidade geográfica, apresenta situações bastante distintas quanto à disponibilidade hídrica intra e inter-regionais, sendo afetado tanto pela escassez hídrica, quanto pela degradação dos recursos causada pela poluição de origem doméstica e industrial. Podem-se basicamente definir três situações:

- A região sul/sudeste com relativa abundância de recursos hídricos comprometida pela poluição de origem doméstica (generalizada) e industrial (bacias mais industrializadas), apresentando áreas de escassez como a região metropolitana de São Paulo;

- A região semi-árida do nordeste com graves problemas de escassez gerados pelo clima semi-árido e pela má distribuição das chuvas e agravados por poluição doméstica, e apresentando ainda poluição industrial em níveis relativamente baixos;
- A região Centro-Oeste e Norte com grande disponibilidade hídrica, baixa poluição tanto doméstica como industrial devido a uma ocupação urbana ainda rarefeita, mas inserida em dois ecossistemas: Pantanal e Amazônia, que demandam estratégias especiais de proteção.

Assim como os demais países subdesenvolvidos, o Brasil apresenta baixa cobertura de serviços de saneamento. Ainda existem nas cidades, vilas e pequenos povoados 40 milhões de pessoas sem abastecimento d'água e 80 % do esgoto coletado não é tratado (BALTAR, 1997). Devido aos problemas de saúde e ambientais gerados por esta situação, o problema se tornou uma das principais preocupações de toda a sociedade e dos governantes. Em pesquisas de opinião recentes, a população tem posto a falta de saneamento como um dos problemas com maior urgência por solução, à frente até de saúde e educação. Sem os investimentos necessários para suprir a demanda crescente, parcelas expressivas da população, majoritariamente de baixa renda, não são atendidas pelos serviços de abastecimento e coleta de esgotos e também uma grande parte dos esgotos não são tratados. No Brasil 38% das famílias que ganham até 2 salários mínimos por mês não tem acesso a abastecimento d'água, enquanto que entre as famílias com renda superior a 10 salários mínimos esse percentual é menor que 1% (BALTAR, 1997).

A situação gerada é socialmente injusta e ambientalmente degradante. Enquanto as áreas mais ricas recebem água tratada e têm esgoto coletado, pagando por isso tarifas subsidiadas quando até possuem renda suficiente para pagar tarifas realistas pelos serviços, as camadas mais pobres da população não recebem água em quantidade e qualidade suficiente e não têm coleta de esgoto. A situação é ainda mais grave nas áreas onde ocorre escassez extrema e a população tem que pagar preços exorbitantes pela água de má qualidade entregue por incipientes serviços privados, caso de áreas do nordeste brasileiro e cidades balneárias. Os resultados disso são os problemas de saúde gerados pela má qualidade da água e pela falta de saneamento e também perda de renda em função de horas expendidas em busca de água ou por doenças e até pelo valor pago pela mesma. Trata-se de um caso de apropriação de renda pela camada mais rica em detrimento da camada mais pobre.

A degradação ambiental gerada pela falta de investimentos em coleta e tratamento de esgotos tem levado a crescente poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos por carga orgânica e nutrientes. Como conseqüências, tem-se a redução da disponibilidade

do recurso e o aumento dos custos de tratamento para fins de abastecimento público. A médio e longo prazo tem-se o comprometimento dos recursos hídricos para gerações futuras e a destruição ou comprometimento de ecossistemas dependentes destes recursos. Trata-se de deseconomias ou externalidades geradas por usuários do recurso. A internalização dos custos de tratamento, recuperação e preservação dos recursos deve ser um objetivo do sistema de gestão.

Dentro deste contexto a gestão dos recursos hídricos tem sido discutida no Brasil e algumas iniciativas têm sido tomadas, tanto no nível federal como no nível dos estados, com aprovação de leis e a reorganização dos organismos envolvidos na área. Os diversos sistemas de gestão implantados ou em discussão no Brasil se baseiam nas seguintes premissas:

- O gerenciamento dos recursos hídricos deve ser feito de forma integrada tendo como unidade de gestão a bacia hidrográfica e deve compreender também o solo e a cobertura vegetal;
- A gestão deve considerar o princípio do usuário-pagador e do poluidor-pagador, permitindo integrar os custos ambientais aos diversos usos da água;
- A gestão deve ser descentralizada, criando-se comitês de bacia que contemplem a participação dos usuários e da sociedade civil e dos governos municipais;
- As políticas de gestão devem enfatizar a viabilidade financeira do gerenciamento integrado.

Na busca de dotar a água de valor econômico, a lei 9433 introduziu a cobrança pelo uso da água no Brasil como um instrumento de gestão e como um instrumento econômico a ser aplicada tanto para os usos quantitativos quanto para os usos qualitativos.

Como instrumento de gestão a cobrança deve alavancar recursos para dar o suporte financeiro ao sistema de gestão de recursos hídricos e às ações definidas pelos planos de bacia hidrográfica, ou seja, deve ser um instrumento arrecadador.

Como instrumento econômico, a cobrança deve sinalizar corretamente para a sociedade o uso dos recursos hídricos de forma racional e que atenda aos princípios do desenvolvimento sustentável. Neste sentido, a cobrança deve, idealmente, apresentar efetividade e eficiência econômico-financeira, ter impacto ambiental, e ser ainda um instrumento prático e com bom nível de aceitação pela sociedade.

Dentro destas diretrizes gerais e buscando contribuir para a implantação do Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos, analisa-se neste trabalho o que seria

recomendável considerar na formulação do sistema de cobrança pelo uso da água para que esta se torne um instrumento de gestão que apresente efetividade, eficiência econômica e financeira e impacto ambiental.

1.3 Objetivos da tese

A tese tem por objetivo analisar o impacto da cobrança pelo uso da água sobre o comportamento do usuário em geral, com um enfoque mais específico sobre o poluidor. A metodologia adotada para no estudo envolveu a análise dos mecanismos de gestão que vem sendo aplicados na Europa e Estados Unidos, a comparação com os sistemas de gestão existentes e em implantação no Brasil e a avaliação da adequação dos mesmos para atuar na reversão dos problemas que afetam os recursos hídricos. Tenta-se, inclusive, estabelecer relações qualitativas e quantitativas entre níveis e mecanismos de aplicação da cobrança e a redução do uso da água de uma forma geral, e da poluição hídrica de origem doméstica e industrial mais especificamente.

Diante da ainda incipiente aplicação do instrumento da cobrança no controle da poluição difusa e agrícola e da dificuldade de obtenção de dados, estas fontes não são aqui tratadas.

Entretanto, diferenças esperadas entre o comportamento dos usuários do setor doméstico e do setor industrial, leva a que se analise, tanto a cobrança pela água bruta, um instrumento de aplicação mais recente e menos disseminado, quanto à cobrança clássica praticada através das tarifas de saneamento.

Com base nos resultados das análises da experiência européia na aplicação do instrumento da cobrança pelo uso da água procede-se uma avaliação dos mecanismos adicionais ou características metodológicas que podem levar a um melhor desempenho do instrumento e de todo o sistema de gestão no qual está inserido, em termos de: custo-eficácia, eficiência econômica, impacto ambiental, praticabilidade e aceitabilidade.

1.4 Estruturação do estudo

O trabalho está dividido em seis capítulos, além da presente introdução e das conclusões, que tentam contemplar: *i)* os aspectos teóricos que embasam os sistemas de gestão ambiental; *ii)* a natureza dos impactos causados pelos diferentes usos que se faz da água e os aspectos técnicos da poluição hídrica e dos sistemas de controle e redução; *iii)* as principais características da aplicação prática do instrumento da cobrança em países europeus; e *iv)* a análise das potencialidades da aplicação da cobrança no contexto dos recursos hídricos brasileiros.

O capítulo II "Políticas de Gestão Ambiental e a Gestão de Recursos Hídricos" trata da evolução das políticas de gestão e do detalhamento dos conceitos e instrumentos envolvidos, enfocando também a aplicabilidade destes à gestão de recursos hídricos. Busca-se avaliar as potencialidades e limitações das principais abordagens utilizadas na gestão: a abordagem por padrões uniformes de emissão e por objetivos de qualidade ambiental, entendidas como não obrigatoriamente excludentes dentro de um mesmo sistema de gestão. Da mesma forma, tenta-se caracterizar os sistemas de gestão por comando e controle e aqueles que incorporam instrumentos econômicos, sistemas estes também não excludentes, podendo mesmo ser complementares entre si. O objetivo deste estudo é entender como o instrumento da cobrança pode se inserir nos diferentes sistemas de gestão, e as características que este instrumento deve ter para apresentar as potencialidades de um instrumento econômico.

No capítulo III são discutidos os impactos causados pela multiplicidade dos usos da água, enfocando especialmente a poluição hídrica resultante. Além da caracterização dos principais poluentes e dos danos potenciais, apresentam-se informações conceituais e técnicas dos sistemas de tratamento e/ou controle da poluição no que tange a sua tipologia, eficiência e custos envolvidos. As informações apresentadas vão embasar as análises de custo-efetividade da cobrança pelo uso da água, seja através da cobrança pela água bruta, seja através das tarifas de água e esgoto, que serão conduzidas nos capítulos V e VI.

A análise das experiências de gestão dos recursos hídricos em quatro países europeus: Alemanha, Holanda, Inglaterra e País de Gales e França, os quais aplicam o instrumento da cobrança pelo uso da água, é o objeto do capítulo IV. Busca-se apresentar um panorama, o mais completo possível, do sistema de gestão de recursos hídricos de cada um destes países abordando aspectos, considerados importantes, relativos aos arranjos institucionais e legais, objetivos da gestão e instrumentos empregados, entre eles a cobrança pelo uso da água. Como contraponto a estes sistemas que empregam o instrumento econômico e, em alguns casos, a abordagem por objetivos de qualidade ambiental, apresenta-se uma caracterização do sistema de gestão americano considerado como um sistema essencialmente de comando e controle e que não aplica ainda, de forma sistemática, o instrumento da cobrança. Os dados e informações levantados neste capítulo serão utilizados nos capítulos V e VI para avaliação do comportamento dos usuários diante da cobrança aplicada naqueles países e no Brasil.

No capítulo V, tenta-se quantificar o impacto da cobrança sobre os usos, abordando-se separadamente o usuário doméstico e o industrial. Busca-se também avaliar a capacidade

deste instrumento de conferir sustentabilidade ao sistema de gestão, sua efetividade e eficiência financeira diante dos custos dos sistemas de gestão e de sua eficiência econômica diante dos custos de remoção da poluição. Da análise empreendida, obtém-se alguns coeficientes e custos unitários que servirão como valores comparativos na análise das propostas e experiências de aplicação da cobrança no Brasil.

Finalmente, no capítulo VI, empreende-se uma análise similar à apresentada para os países europeus, no que tange à caracterização do sistema de gestão em implantação no Brasil. O estudo enfoca principalmente a experiência de cobrança implantada no Ceará, e duas ainda em fase de proposição: o estado de São Paulo e a Bacia do Paraíba do Sul. Metodologias e valores propostos ou implantados são então comparados com aqueles derivados das experiências analisadas anteriormente. Da mesma forma, a análise envolve a cobrança pelo uso da água bruta e por tarifas de saneamento, suas potencialidades e limitações no sentido de prover a sustentabilidade do sistema de gestão e alavancagem de recursos para investimento em ações de controle e recuperação que possam efetivamente reverter o quadro de degradação dos recursos hídricos. Em suma, analisa-se a capacidade do instrumento de cobrança de corresponder às altas expectativas que vêm cercando sua implantação no Brasil.

2. Políticas de Gestão Ambiental e a Política de Gestão de Recursos Hídricos

2.1 A evolução das políticas de gestão ambiental

2.1.1 Evolução temporal

A idéia de que a melhoria das condições de saúde da população depende primeiramente da melhoria das condições sanitárias remonta ao século XIX. Em 1876, o “River Pollution Act”, no Reino Unido proibiu a descarga de esgoto domésticos em rios e córregos (KIELY, 1998). Em 1912, o “Royal Commission Report” modificou esta determinação, permitindo as descargas de esgotos que atendessem ao padrão 20/30 (20 mg/l de DBO e 30 mg/l de sólidos suspensos), sendo um dos primeiros casos de uso de padrões para proteção ambiental, padrões que, aliás, permanecem válidos nos dias atuais.

Na literatura, um problema ambiental, a contaminação da água de um balneário norueguês, é usado por IBSEN (1828-1906), já em 1882, como argumento da peça teatral: O Inimigo do Povo, peça esta “... profundamente relevante num período de fim de século de corrupção, vandalismo ecológico e recusa truculenta em aceitar fatos inconvenientes ...” (HAMPTON, 1997). Nesta peça, a fonte de poluição era um curtume que despejava seus efluentes num pântano a montante do balneário.

Apesar da preocupação com a poluição industrial já se manifestar até na literatura, o controle é bastante recente, só tendo surgido após a segunda guerra mundial. Até então, o pensamento dominante era que os ácidos presentes nos efluentes auxiliavam a purificação da água poluída pelos despejos sanitários. Nos países de industrialização mais antiga as indústrias tradicionalmente lançavam seus efluentes na rede pública. Plantas de tratamento individuais são características dos países de industrialização mais moderna.

A consciência ambiental que começou a se desenvolver de maneira mais forte nos anos 60, experimentou um enorme crescimento nos anos 70 e 80. Estas duas décadas se caracterizaram, no que tange ao combate da poluição hídrica, pela adoção de legislações de controle e de medidas voltadas principalmente para o controle das fontes pontuais de poluição doméstica e industrial.

Em escala local, a década de 90 já se caracterizou pela conscientização da necessidade também de combate à poluição difusa oriunda do uso do solo urbano e do uso agrícola. Em países onde o controle das fontes pontuais de poluição já alcançou avanços consideráveis,

tem-se constatado que os reflexos sobre o meio ambiente ficaram aquém do esperado, evidenciando que o impacto das fontes difusas é muito maior do que foi inicialmente avaliado. Reduzir a poluição difusa impõe a necessidade de adoção de políticas abrangentes e integradas em todas as áreas de produção e consumo, o que se constitui num grande desafio a ser enfrentado pelos governos e pela sociedade como um todo.

Outra área de preocupação crescente é a transferência da poluição entre os diferentes meios. Um exemplo desse fenômeno é constatado nos EUA, onde alguns rios e lagos, a despeito dos grandes investimentos feitos no controle das fontes industriais e domésticas desde os anos 70, não conseguem atingir o padrão ambiental desejável devido à poluição difusa. Um dos poluentes encontrados é o chumbo, que se origina na descarga dos automóveis, ou seja, um poluente aéreo que se deposita na superfície dos grandes rios e lagos, vindo agravar o problema da poluição hídrica. Consta-se também que tecnologias de controle da poluição voltadas para o controle aplicado apenas no fim da linha de produção, comumente conhecidas como “end-of-pipe”, produzem resíduos (lama das ETE’s, filtros de ar, etc.), os quais lançados de forma descontrolada em aterros sanitários agravam a poluição do solo, do lençol freático ou ainda dos corpos hídricos. Ou seja, reduz-se a poluição do ar ou da água para, contudo lançar a carga poluente de forma concentrada no solo ou em outro corpo hídrico.

Em escala global, o final do século XX e o limiar do século XXI são caracterizados pelo crescimento da conscientização quanto a transnacionalidade dos problemas ambientais: mudanças climáticas e poluição dos oceanos são temas que vêm sendo discutidos em convenções mundiais como a Rio-92 e estão na pauta da grande maioria dos governos, dos movimentos sociais, da comunidade acadêmica e da sociedade como um todo. Atrelada à conscientização quanto à escala global dos problemas ambientais, surge o conceito do Desenvolvimento Sustentável que impõe a todos a rediscussão dos conceitos e dos padrões de desenvolvimento a nível mundial.

2.1.2 Evolução espacial

Os graves problemas ambientais gerados tanto pelo crescimento econômico com exploração irracional dos recursos naturais, quanto pela concentração urbana e industrial registrada no Século XX levaram ao desenvolvimento, a nível mundial, de forte legislação ambiental que abrange temas como: mudanças climáticas, acidificação e qualidade do ar, proteção da natureza e da biodiversidade, gerenciamento de recursos hídricos, do meio urbano, das zonas costeiras e dos resíduos. Este desenvolvimento se deu principalmente nos países da

Europa do Norte e EUA, e a maior parte da legislação ambiental aplicada nos demais países atualmente se baseia na legislação daqueles países. A formação de blocos geopolíticos e a transnacionalidade dos problemas ambientais têm levado a uma uniformização das legislações, como é o caso da União Européia e do bloco do TLC (Tratado de Livre Comércio da América do Norte).

Lamentavelmente, a realidade ambiental dos países mais ricos, ainda que pesem os retrocessos da política ambiental dos EUA com a não assinatura do Protocolo de Kioto, não se transferiu para os mais pobres. Nestes, a proteção ambiental ainda é um luxo, diante de sociedades que sequer conseguem enfrentar adequadamente questões mais básicas de sobrevivência como o combate à fome e às doenças endêmicas e o acesso à água potável.

As diferenças econômicas entre os países desenvolvidos e subdesenvolvidos têm gerado uma forte resistência destes últimos à adoção de padrões ambientais mais severos, além de uma disputa internacional por compensações financeiras pelos danos ambientais gerados pelos países mais desenvolvidos.

2.1.3 Evolução da abordagem dos problemas ambientais

Uma melhor compreensão dos processos de degradação ambiental e da inter-relação entre os diferentes meios (ar, água, solo), proporcionada pelo avanço do conhecimento das ciências da natureza, vem fomentando a busca por soluções também mais abrangentes. Problemas como aquecimento global, redução da camada de ozônio, poluição dos oceanos, em que causas e efeitos ocorrem em escala global, não podem ser tratados com soluções setoriais e em escala local.

No sentido de reformular um arcabouço legal e institucional fragmentado e contrapondo-se à abordagem tradicional que trata os problemas de forma compartimentada, a recomendação tem sido de que a gestão dos problemas ambientais seja feita dentro do conceito de controle integrado da poluição – “IPC” (BRUNDTLAND, 1987, BETLEM, 1998).

A abordagem integrada aplicada aos recursos hídricos leva a que a gestão considere tanto os aspectos quantitativos, como qualitativos, e também os demais aspectos relativos ao uso e ocupação do solo, da poluição atmosférica, entre outros.

Dentro desta abordagem, a forma tradicional de tratar o controle da poluição no “fim da linha”, por exemplo, através de regulamentos para controle das emissões, vem sendo substituída por metodologias de controle que visam a minimizar a produção de resíduos e o

uso de recursos naturais em cada etapa dos processos produtivos. Neste sentido, as políticas de controle de poluição tendem a incentivar a ação de controle através de:

- Adoção de processos produtivos e tecnologias mais “limpos”;
- Reciclagem / reuso dos resíduos;
- Tratamento dos resíduos; e
- Disposição adequada dos resíduos finais.

2.1.4 Evolução do arcabouço legal

A estruturação da legislação ambiental registra também um grande avanço nas últimas décadas. A legislação que inicialmente se baseava fortemente em regulamentos e sanções, fundamentos do sistema de comando e controle, vem sendo reforçada pela introdução de mecanismos baseados em incentivos econômicos, conscientização dos consumidores e/ou afetados, responsabilização legal dos agentes, entre outros.

Estão em curso, atualmente, diversas experiências de aplicação de instrumentos econômicos (IE's) tais como: taxas, cobranças e licenças intercambiáveis, que trazem incorporados principalmente incentivos econômicos. Segundo OCDE (1994), uma pesquisa publicada em 1989 levantou 150 casos de aplicação de instrumentos econômicos em quatorze países membros. Exemplos disto são os impostos sobre produtos poluentes tais como combustíveis, pesticidas, CFC's, aplicados nos países escandinavos.

Outros mecanismos largamente aplicados são os selos ambientais, tais como as normas ISO, que buscam a sensibilização do usuário/poluidor através das exigências de qualidade ambiental do produto pelo mercado consumidor.

SEROA DA MOTA *et al.* (1995) classifica os instrumentos de gestão em função da sua orientação principal: para aplicação no comando e controle, criação de mercados ou ao litígio. O quadro 2.1 apresenta alguns instrumentos aplicáveis à gestão de recursos hídricos classificados segundo o critério proposto pelos autores, e é ilustrativo da diversidade de instrumentos que vem sendo aplicada em maior ou menor escala.

A construção ou reformulação de um sistema de gestão pode se apoiar mais fortemente em um ou outro instrumento em função dos problemas a serem tratados e das características de cada país: cultura, arcabouço legal e institucional, etc.

Quadro 2.1: Mecanismos de gestão da poluição hídrica que incorporam incentivos econômicos				
ORIENTADOS PARA O CONTROLE				
	ORIENTADOS PARA O MERCADO			
		ORIENTADOS PARA O LITÍGIO		
Regulamentos e Sanções	Taxas, Impostos e Cobranças	Criação de Mercado	Intervenção de demanda Final	Legislação de Responsabilização
<ul style="list-style-type: none"> • Padrões de Emissão • Outorga e licenciamento para captação e lançamento de efluentes • EIA/RIMA para empreendimentos que afetem ou intervenham no curso hídrico • Restrições ao uso do Solo • Multas 	<ul style="list-style-type: none"> • Cobrança por uso qualitativo ou quantitativo da água • Royalties e compensação financeira por uso da água ou reservatórios • Ecotaxas 	<ul style="list-style-type: none"> • Licenças comercializáveis para captação e lançamento de efluentes • Sistema depósito reembolso para resíduos líquidos de risco • Direitos de propriedade ligados aos recursos potencialmente impactados pelo desenvolvimento 	<ul style="list-style-type: none"> • Rotulação de produtos de consumo referente a substâncias problemáticas • Educação para a reciclagem e reutilização • Legislação sobre divulgação, exigindo que os fabricantes publiquem a geração de resíduos sólidos, líquidos e tóxicos • Lista negra dos poluidores 	<ul style="list-style-type: none"> • Compensação por danos • Responsabilização legal por negligência dos gerentes da empresa e das autoridades ambientais • Bônus de desempenho de longo prazo para riscos possíveis ou incertos na construção de infraestrutura
Fonte: Baseado em SEROA DA MOTA <i>et al</i> (1995)				

2.2 Políticas de gestão ambiental e gestão dos recursos hídricos: conflitos e complementaridades

O sistema de gestão de recursos hídricos coexiste ou está inserido no sistema de gestão ambiental, o que os torna complementares um ao outro. A implantação de um sistema de gestão de recursos hídricos “*ad hoc*” atende à necessidade de focar nos conflitos gerados pelo uso da água como a escassez de ordem quantitativa ou qualitativa, em que há uma incapacidade de atender toda a demanda, ou, nível de poluição que impede outros usos, inclusive o uso ambiental desejado, por exemplo.

A gestão de recursos hídricos utiliza instrumentos regulatórios similares àqueles empregados na gestão ambiental. A grande diferença é que, enquanto a gestão ambiental tende a ser apenas regulatória, a primeira pode ser também executiva, patrocinando intervenções físicas que resultem em recuperação, preservação e/ou ampliação da oferta hídrica. Este é o caso, por exemplo, do sistema de gestão de recursos hídricos francês, onde as agências de água têm um baixo perfil regulatório e alto papel executivo. A ausência deste aspecto executivo pode não justificar a existência de um sistema de gestão de recursos hídricos separado da gestão ambiental, já que esta deve integrar os meios físicos: água, ar, solo e o biótico. Uma experiência deste tipo ocorreu na Inglaterra. No início da década de 90, ali se implantou um sistema de gestão de recursos hídricos, onde a entidade de gestão, a National River Authority – NRA, tinha papel apenas regulatório, este sobreviveu pouco e se evoluiu para a unificação de toda a gestão criando-se para isso a Agência Ambiental.

As políticas de gestão de recursos hídricos, atualmente aplicadas no Brasil e em outros países ocidentais, dotam o sistema de gestão correspondente de um perfil também executivo, e se baseiam nos seguintes princípios:

- A gestão dos recursos hídricos deve ter como base territorial a bacia hidrográfica, incorporando-se a área costeira correspondente;
- A gestão deve ser integrada visando à proteção e a recuperação dos recursos hídricos, em termos de qualidade e quantidade, devendo a gestão abranger os diferentes meios - água, solo e ar - e seus respectivos ecossistemas e inter-relações, devendo estar estreitamente ligada às ações no âmbito da bacia hidrográfica e zonas costeiras que visam a:
 - Preservação de mananciais e dos ecossistemas hídricos;
 - Recuperação / preservação da cobertura vegetal e controle de erosão;
 - Melhoria da eficiência dos sistemas de abastecimento d’água e coleta;

- Controle das fontes pontuais e difusas de poluição;
 - Políticas de uso do solo compatíveis com as necessidades de proteção dos ecossistemas, o regime hidrológico e com a preservação das zonas ciliares e costeiras; entre outros.
- Aplicação do princípio poluidor/usuário pagador, através do reconhecimento do valor econômico da água e da aplicação de instrumentos que visem à redução das externalidades geradas pelos diversos usos da água, em especial a poluição hídrica. As externalidades ocorrem quando o uso do recurso natural, um bem público, de forma privada, como insumo no processo produtivo, por exemplo, onera ou impede o uso deste mesmo recurso pelos demais usuários. Isto ocorre porque os consumidores de bens ou serviços produzidos a partir do recurso natural se beneficiam de um preço mais baixo por este não incorporar as deseconomias geradas para os demais usuários deste mesmo recurso.
 - O gerenciamento eficiente dos recursos hídricos implica numa abordagem que torne compatíveis o desenvolvimento sócio-econômico e a proteção dos ecossistemas naturais, atendendo aos princípios do desenvolvimento sustentável;
 - O desenvolvimento e o gerenciamento devem apoiar-se, em todos os níveis, na participação dos usuários, dos tomadores de decisões e dos planejadores;
 - As políticas de gestão dos recursos hídricos, assim como as políticas de gestão ambiental, em geral, devem observar ainda o princípio da precaução, já que alguns usos, entre eles a diluição de poluentes, podem gerar efeitos incertos, impossíveis de prever em sua totalidade, e que ameaçam a própria existência humana.

A implantação dos sistemas de gestão de recursos hídricos envolve a construção de um arcabouço legal e institucional adequado conformado pela promulgação de legislação pertinente e a criação de entidades voltadas especificamente para este fim, definindo-se também os instrumentos de gestão e de regulação a serem empregados, tais como: outorga, licenciamento, instrumentos de fiscalização/coação (*enforcement*), instrumentos econômicos, instrumentos de planejamento, sistema de informações e monitoramento, entre outros.

No que tange ao perfil regulatório, os sistemas de gestão ambiental e de recursos hídricos, aplicam, com maior ou menor intensidade, algumas abordagens e instrumentos comuns, tais como:

- No licenciamento dos usos, instrumento de regulação relativo à gestão ambiental, e na outorga, instrumento de regulação relativo à gestão de recursos hídricos, os sistemas podem adotar uma abordagem por padrões uniformes de emissão (EQS) ou por objetivos de qualidade ambiental (EQO), ou ambas, de forma complementar;
- Na viabilização dos objetivos da política de gestão, os sistemas podem se apoiar mais fortemente em instrumentos de comando e controle ou em instrumentos econômicos.

A seguir serão detalhadas as características, bases conceituais e aspectos positivos e negativos destas diferentes abordagens e instrumentos.

2.3 Abordagens Metodológicas para Regulação de Usos

No que tange ao uso de recursos hídricos, as legislações de regulação prevêm a necessidade de licenciamento ambiental e/ou da outorga do direito de uso. Do ponto de vista metodológico existem duas abordagens básicas para se proceder a esta regulação dos usos qualitativos e quantitativos (REES & ZABEL, 1998):

- Regulação por Objetivo de Qualidade Ambiental (EQO²) ou Padrão de Qualidade Ambiental (EQS³);
- Regulação por Padrões Uniformes de Emissão (UES⁴).

A fixação de Objetivos de Qualidade Ambiental (EQO) ou Padrões de Qualidade Ambiental (EQS) para o corpo hídrico tem por objetivo, por um lado, limitar a utilização dos recursos em níveis que atendam à utilização desejável para o corpo hídrico, e por outro lado, explorar toda a potencialidade de uso destes recursos, seja como fonte de abastecimento, diluidor de efluentes ou preservação de ecossistemas.

Já a Abordagem por Padrão Uniforme de Emissão (UES) tem por objetivo induzir o usuário à aplicação de tecnologias de produção ou de tratamento de efluentes que levem à minimização dos usos, seja em termos de volumes de captação e consumo, ou carga poluente lançada nos corpos hídricos.

Sistemas de gestão baseados nestas diferentes abordagens apresentam vantagens e desvantagens e não são excludentes. Diversos países as utilizam de forma complementar. A seguir serão detalhadas cada uma destas abordagens e no capítulo IV, adiante, será

² EQO: Environmental Quality Objectives

³ EQS: Environmental Quality Standards

⁴ UES: Uniform Environmental Standards

examinada a forma como alguns países vem aplicando os diferentes princípios em suas políticas de gestão dos recursos hídricos.

2.3.1 Padrões uniformes de emissão (UES) aplicados aos efluentes

As políticas baseadas em Padrões Uniformes de Emissão (UES) adotam instrumentos de regulação que obrigam os usuários a adequar o seu uso aos padrões estabelecidos. No caso do lançamento de efluentes, por exemplo, as fontes poluidoras devem reduzir suas emissões a níveis definidos com base em tecnologias de produção e tratamento, consideradas aceitáveis do ponto de vista tecnológico e econômico. Estes padrões, por sua vez, independem da qualidade ambiental do meio, bem como do efeito cumulativo do conjunto de usos e usuários sobre o mesmo. Ou seja, de forma geral, todos os lançamentos devem atender a padrões de emissão uniformes determinados pelos órgãos responsáveis pelo controle ambiental, podendo-se adotar eventualmente padrões ainda mais restritivos se as condições ambientais assim o exigirem.

A fixação de padrões sempre guardará estreita relação com o pressuposto de aplicação de algum tipo de tecnologia de tratamento e devem ser atualizados à medida que surgem novas tecnologias de produção ou de tratamento, ou que estas se tornam mais acessíveis do ponto de vista econômico e do domínio técnico.

Os padrões tendem a ser uniformes dentro de uma mesma unidade administrativa (federação, estados ou bacia hidrográfica). Alguns países, como o Brasil, fixam padrões uniformes em todo o território, independente do tipo e do porte da fonte emissora. No caso brasileiro, os estados e até os municípios podem fixar padrões ainda mais restritivos, devido à competência concorrente destes em legislar sobre meio ambiente. Outros países aplicam um sistema mais racional, onde os padrões são fixados por tipologia e porte da fonte poluidora, e em função da redução esperada mediante a aplicação de processo produtivo e/ou tecnologia de tratamento adequados à tipologia industrial ou ao porte das estações de tratamento. Ainda que os padrões possam variar por tipo de fonte, eles serão padrões uniformes por serem definidos independentemente da capacidade de assimilação e demais características do corpo hídrico receptor.

Os padrões adotados serão mais ou menos restritivos em função de fatores sócio-econômicos de cada país ou região, tais como:

- Domínio das tecnologias de tratamento dos efluentes;
- Repercussões econômicas da implantação e operação destas tecnologias sobre a atividade produtiva ou usuários do recurso hídrico;

- Capacidade institucional do órgão regulador para fiscalização e aplicação dos regulamentos e penalidades;
- Nível de conscientização da sociedade com relação aos problemas oriundos da poluição.

Os principais instrumentos de regulação aplicados na abordagem tipo UES são:

- a) Fixação de limites de concentração (padrões) de poluentes nos efluentes;
- b) Fixação das porcentagens de abatimento das cargas poluentes potenciais geradas;
- c) Fixação das cargas poluentes máximas emitidas por período de tempo;
- d) Exigência da aplicação de determinadas tecnologias de produção ou de tratamento dos resíduos disponíveis no mercado ou economicamente viável;
- e) Interdição ou limitação de substâncias comprovadamente nocivas ao meio ambiente.

As formas mais recorrentes de aplicação do UES são a fixação de padrões de emissão e/ou a exigência de porcentagem mínima de abatimento da carga poluente citadas nos itens “a” e “b”. Estes dois instrumentos de regulação estão estreitamente ligados ao instrumento da exigência de adoção de certas tecnologias de tratamento de efluentes citado no item “d”. Ao definir os padrões de emissão ou porcentagens de abatimento que devem ser alcançados pelas fontes poluidoras, o órgão ambiental está implicitamente definindo qual tecnologia deve ser adotada para produção e/ou tratamento dos efluentes. As abordagens para definição das tecnologias a serem adotadas variam de país para país em função da sua disponibilidade no mercado, dos custos de implantação/operação, do respectivo impacto econômico da aplicação destas tecnologias sobre as atividades produtivas e sobre os consumidores e também do domínio técnico das mesmas.

Na literatura técnica internacional encontram-se menções aos seguintes conceitos relativos a tecnologias de controle de poluição (Rees & Zabel, 1998):

- BAT (Best Available Technology/Techniques): Aplicação das melhores tecnologias ou técnicas disponíveis para produzir e para tratar o efluente;
- BATNEEC (Best Available Technology/Techniques Not Entailing Excessive Costs): Aplicação das melhores tecnologias ou técnicas disponíveis que não incorram em custos excessivos para produzir e para tratar o efluente;
- BTM (Best Technical Means): Aplicação dos melhores meios para produzir e para tratar o efluente;

- BPM (Best Practical Means): Aplicação dos meios mais práticos, ou seja, de técnicas/tecnologias correntes para produzir e para tratar o efluente;
- GAT (General Available Technology): Aplicação técnicas/tecnologias correntes para produzir e para tratar o efluente;

A definição de técnicas / tecnologias e meios de produção que se encaixam em cada um dos conceitos é feita por cada país, para os diferentes setores produtivos. Obviamente que a exigência de aplicação de BAT é a mais restritiva e muitas vezes é aplicada apenas às substâncias mais perigosas.

Dentre os instrumentos de regulação pertinentes à abordagem por UES, a interdição ou limitação em níveis muito restritos de emissão de poluentes citada, é um instrumento a ser aplicado em situações extremas onde existem fortes indícios de danos ambientais graves ou irreversíveis. Esta medida é normalmente acompanhada de forte pressão, tanto por parte dos “lobbies” ambientalistas, quanto dos fabricantes, e muitas vezes da opinião pública. Um exemplo da eficácia deste tipo de instrumento foi a exigência de fabricação de detergentes biodegradáveis, com redução da presença de fosfato, que é hoje uma tendência mundial. Na parte ocidental da Alemanha, onde a primeira lei sobre detergentes e produtos de limpeza data de 1975, os detergentes sem fosfato predominam no mercado e em consequência disso os despejos de fosfatos desta origem nas águas reduziram-se de 42.000 toneladas, em 1975, para menos de 5.000 toneladas, em 1990 (VELTWISCH, 1998), a despeito do crescimento do consumo registrado no período.

VANTAGENS DA REGULAÇÃO POR PADRÕES UNIFORMES DE EMISSÃO - UES

O sistema de controle baseado em padrões uniformes apresenta como principais vantagens:

- Minimização da introdução de substâncias perigosas no meio ambiente, cujos impactos podem ainda não estar adequadamente mensurados;
- Proteção dos recursos hídricos ainda pouco ou não poluídos, evitando a degradação de áreas ainda pouco exploradas;
- Incentiva à pesquisa e desenvolvimento de tecnologias cada vez mais limpas: os fabricantes de equipamentos de controle tendem a querer produzir novas tecnologias que tornem os processos produtivos cada vez mais limpos e eficientes em termos de uso de matéria primas e de tratamento dos efluentes, desde que existam revisões regulares dos padrões que acompanhem a evolução das tecnologias; o efeito disto é reduzir os impactos sobre o meio ambiente para as gerações futuras e também gerar economia de recursos naturais, tendendo a

melhorar a qualidade ambiental continuamente e em todo o sistema;

- A definição, aplicação e fiscalização do sistema de gestão tende a ser mais simples, já que os padrões são uniformes e não exige desenvolvimento de modelos sofisticados;
- Pode ser administrado por uma equipe de nível técnico mais baixo;
- Não introduz desequilíbrios econômicos entre usuários, todos ficam submetidos às mesmas exigências.

Este último aspecto é apontado como uma das principais vantagens deste sistema, já que existe uma enorme resistência dos usuários já instalados a aceitar padrões de lançamentos diferenciados em função das características do corpo hídrico.

DESVANTAGENS DA REGULAÇÃO POR PADRÕES UNIFORMES DE EMISSÃO

As principais críticas à aplicação da regulação por padrões uniformes são:

- Têm altos custos administrativos e de controle e monitoramento, pois necessitam intensa atuação dos órgãos fiscalizadores;
- Por não levar em conta a abundância e a capacidade natural do meio de assimilação ou depuração, a regulação por UES pode limitar o aproveitamento racional dos recursos hídricos de cada país ou região, deixando-os subutilizados;
- Pode não levar à otimização dos custos de controle para os usuários/poluidores situados em uma mesma área, uma vez que os padrões são os mesmos para todos, independentemente dos custos individuais de abatimento;
- Pode ter custos adicionais para os poluidores, e para a sociedade como um todo, em função da eventual minimização de uso / depuração adicional dos efluentes e emissões, acima da disponibilidade hídrica ou da capacidade de assimilação ou depuração do meio;
- Eventualmente, pode não ser suficientemente restritivo para regiões mais sensíveis. Por exemplo, os rios de pequena vazão e, portanto, baixa capacidade de diluição, poderão apresentar violações dos padrões de qualidade desejáveis mesmo com todas as fontes lançando efluentes dentro dos limites fixados no licenciamento ambiental;
- Pode criar desequilíbrios comerciais entre países ou estados que aplicam padrões mais restritivos e aqueles que são mais liberais.

A adoção de padrões únicos a nível nacional reduz o risco de estados ou municípios adotarem padrões ambientais mais fracos para atrair investimentos “sujos”. Em muitos países, como a França, por exemplo, os UES’s são considerados como requerimentos mínimos, e o licenciamento é feito caso a caso em função de objetivos de qualidade da água (WQO).

A limitação de um uso mais intenso dos recursos naturais para atendimento a padrões ambientais restritos pode ter impacto sobre a economia dos países menos desenvolvidos, cuja economia ainda seja muito dependente da exploração destes recursos. Padrões muito restritivos aumentam os custos de produção e o custo de vida da população de uma forma geral. Por outro lado, num mercado globalizado, empresas de países com padrões ambientais mais exigentes podem apresentar menor competitividade.

2.3.2 Padrões ou objetivos de qualidade ambiental

As políticas de gestão ambiental baseadas em **objetivos de qualidade ambiental**, ou, no caso da água, **objetivos de qualidade da água** (WQO), consideram a inter-relação entre os padrões de qualidade desejáveis para o corpo hídrico, o chamado “enquadramento”, e o efeito cumulativo apresentado pelo conjunto de usos/usuários sobre a bacia. Nesta abordagem, o requerimento de licença/outorga para um novo uso não é analisado apenas pelas características do uso: volumes de captação e consumo ou concentração de poluentes no efluente, por exemplo, como é comumente feito na regulação por padrões uniformes de emissão, mas sim pela qualidade final do meio considerando o efeito deste novo uso. Com isso, os usos licenciados/outorgados podem apresentar características de concentração ou eficiência de uso totalmente diversas em função das características do meio em que estão inseridos.

A regulação por objetivos de qualidade da água tem que considerar, obrigatoriamente, a indissociabilidade entre os usos quantitativos (captação e consumo) e os usos qualitativos (diluição de efluentes), o que implica também na convertibilidade entre os dois tipos de uso. Uma discussão sobre as limitações desta convertibilidade na gestão dos recursos hídricos é apresentada no item 2.5.

A gestão por objetivos de qualidade ambiental permite, efetivamente, a exploração econômica do recurso ambiental em toda a sua potencialidade. Assim, em bacias com grande disponibilidade hídrica, pode ser o caso de não se obrigar o setor produtivo ou a população a adotarem tecnologias de redução de consumo de água ou de tratamento de efluentes mais caras, com consequentes perdas econômicas, porque o meio suporta aquele

nível de uso. Por outro lado, em bacias que apresentam padrões de qualidade acima dos padrões referentes ao seu enquadramento, pode-se determinar as cargas de poluentes máximas assimiláveis em cada trecho e o nível de redução dos usos quantitativos ou do abatimento desejável para a carga poluente do respectivo conjunto de usuários, que maximizem o uso dos recursos e minimizem os custos totais de abatimento.

Este sistema tem como principais vantagens:

- Otimização do uso dos recursos hídricos como diluidor de efluentes, já que leva em conta a capacidade de diluição e os objetivos de qualidade de água no corpo hídrico;
- Otimização dos custos de controle para os poluidores situados em um mesmo trecho do corpo hídrico, já que permite a criação de um mercado regido pelos custos de abatimento de cada fonte;
- Confere grande flexibilidade às políticas de gestão, permitindo a fixação de objetivos de qualidade intermediários condizentes com o estágio de desenvolvimento da bacia, calibrando assim o impacto econômico sobre usuários que podem não ter condições econômicas para se submeter a padrões muito restritos;
- Permite uma gestão integrada dos usos qualitativos e quantitativos à medida que os objetivos da gestão podem ser alcançados, pelo menos em termos teóricos, tanto pela limitação da diluição de efluentes quanto dos volumes de captação e consumo.

A principal limitação à aplicação deste sistema é de ordem técnica já que falta acurácia aos modelos matemáticos de simulação de qualidade da água para avaliar com precisão o real impacto dos usos. Além de o sistema exigir um alto nível de conhecimento técnico para sua implantação e operação, os resultados gerados podem ser encarados com reticências pelos usuários e/ou interessados, levando a intermináveis questionamentos jurídicos por parte dos afetados. Aliás, uma das principais desvantagens que este sistema apresenta é a resistência dos poluidores a aceitarem padrões diferenciados. Segundo BARRAQUE *et al.* (1998), a reação da comunidade de negócios na França, reivindicando igualdade de condições para a diluição de efluentes, fez com que a definição de limites de emissão baseados em WQO ficasse restrita aos rios maiores, apesar de prevista em lei desde 1978. O mesmo ocorreu na Alemanha onde o setor industrial nunca aceitou a aplicação de padrões diferenciados.

A tendência mundial é fixar padrões mínimos para os efluentes baseados em UES, a serem observados pelos usuários já na fase de licenciamento ambiental, e fixar objetivos de qualidade ambiental para a bacia a serem alcançados através da aplicação de instrumentos

econômicos.

2.3.3 Aplicação da melhor tecnologia disponível – Um padrão ético-ecológico para a humanidade?

A exigência de aplicação da melhor tecnologia disponível para tratamento dos resíduos, sejam eles domésticos ou industriais, sólidos, líquidos ou gasosos, é uma tendência nos países mais ricos e desenvolvidos, como EUA e Alemanha, e deve ser encarada como objetivo de longo prazo da gestão ambiental mesmo nos países menos desenvolvidos. Aqueles países que querem e podem pagar por um ambiente “o mais limpo possível”, a redução total de emissão de poluentes é ainda tecnologicamente inviável, exige das fontes poluidoras a aplicação da melhor tecnologia disponível para tratamento dos efluentes.

Trata-se, antes de tudo, de uma questão ética relativa à proteção dos recursos naturais da qual não se deve distanciar, por se saber que os efeitos da poluição superam os limites de uma bacia, de um estado, de um país. O ar e o mar que circunda a todos são únicos e serão os depositários finais de tudo aquilo que não puder ser reabsorvido, e o conhecimento sobre os efeitos totais da poluição, principalmente os cumulativos, e da capacidade de assimilação dos poluentes pelos ecossistemas, são muito limitados, o que reduz a capacidade de predição do que é aceitável ou não.

Políticas de gestão com base no princípio da otimização da capacidade de assimilação do meio ou em padrões resultantes de tecnologias economicamente acessíveis devem ser entendidas como paliativas diante de uma relativa insuficiência conjuntural de recursos para aplicação de políticas baseadas em BAT e à necessidade de assimilação gradual dos custos inerentes às mesmas pelo mercado e pelos consumidores.

A exigência de aplicação da BAT às fontes industriais é coerente com o livre mercado onde inexitem limitações para a produção de bens, quem rege o mercado é teoricamente a lei da oferta e procura. Crer na sua eficiência é crer na capacidade da tecnologia de resolver os problemas criados por ela mesma.

Pode-se até imaginar que, no futuro, mesmo a aplicação da BAT não será suficiente para manter uma qualidade ambiental aceitável pela sociedade. Neste caso poderá ser necessária a aplicação de instrumentos ainda mais restritivos, tais como: limitação de produção e, conseqüentemente, do consumo de certos bens.

No entanto, os países que vêm aplicando este instrumento têm registrado uma boa performance de controle e recuperação ambiental, até o momento. Veja-se, por exemplo, o caso da parte ocidental da Alemanha onde atualmente não existe nenhum corpo hídrico fora

de classe (GTZ, 1998). Nos EUA, o Water Pollution Control Act, em vigor desde 1948 e tendo recebido várias emendas desde então, foi novamente revisto em 1972 e estabeleceu padrões de emissão baseados na tecnologia mais prática (BPT – Best Practicable Technology) aplicáveis nacionalmente tanto às indústrias como aos municípios. O objetivo desta nova lei era que, em 1985, todas as águas navegáveis do país alcançassem padrões de balneabilidade. Em 1983, diante da baixa performance de recuperação da qualidade das águas com o uso de padrões derivados da BPT, a EPA - Agência de Proteção Ambiental - fez nova emenda e passou então a aplicar padrões derivados de BAT (OCDE, 1996).

A principal crítica que se faz à aplicação de BAT é a falta de análises custo-benefício, onde são comparados os custos de aplicação da tecnologia com os benefícios em termos da qualidade resultante nos corpos hídricos. Os padrões requeridos não estão teoricamente relacionados com a qualidade e os usos dos corpos d'água (PALOMARES, 1995).

Na gestão ambiental baseada em BAT, a aplicação de instrumentos econômicos, só poderia se dar a partir do momento em que houvesse uma saturação do meio e esta não fosse suficiente para alcançar o nível de qualidade ambiental desejável e se tivesse que adotar medidas de restrição da produção. Neste caso as cotas de emissões residuais poderiam ser negociadas entre os usuários, e aqueles que tem menor benefício marginal venderiam suas cotas de produção aos produtores de bens com maior benefício marginal.

A adoção da regulação por BAT como o objetivo de longo prazo para a gestão dos recursos hídricos tem várias implicações. A primeira delas é que as outorgas para diluição de efluentes devem ser concedidas por um período menor que as outorgas para abstração e consumo.

Estas últimas devem ter prazos coerentes com o prazo de retorno dos empreendimentos que delas dependem, ou com a vida útil das obras hidráulicas. Em geral, outorgas para abstração e consumo têm prazo de 20 a 30 anos, coincidentes com os prazos de concessão do saneamento, por exemplo, ou com a vida útil de obras de concreto.

As outorgas para diluição de efluentes devem ser revisadas em prazos mais curtos, a fim de dar maior flexibilidade à gestão, permitindo a adoção de objetivos de qualidade ambiental mais restritivos à medida que as tecnologias de remoção se tornem mais acessíveis, tanto técnica, como economicamente, ou ainda à medida que cresça a capacidade do mercado de absorver os custos resultantes.

A segunda implicação se refere ao princípio poluidor-pagador. Na prática, quando se aplica o princípio poluidor-pagador, o valor final a ser cobrado pela emissão de poluentes está

fortemente condicionado ao que é politicamente aceitável. Mas, deve-se ter em conta que, a longo prazo, o valor da cobrança deveria ser no mínimo equivalente aos custos de remoção daquela carga poluente pela aplicação da melhor tecnologia disponível. Em vista disso, faz-se necessário definir o custo de aplicação da BAT, de forma a deixar claro a todos os interessados no recurso, o quanto a cobrança está distante ou, ao contrário, próxima, do objetivo final de sua aplicação: induzir a mudança de comportamento do poluidor.

A terceira consequência associada à aplicação da BAT concerne à política de gestão dos recursos hídricos: apesar de se saber que os usos qualitativos do corpo hídrico (diluição) podem ser convertidos em usos quantitativos (abstração e consumo)⁵, não é recomendável que a política de cobrança explicita isto, indexando os dois usos.

O usuário que dilui efluentes no rio está se apropriando de uma certa vazão do rio ($X \text{ m}^3/\text{s}$) num certo trecho ($Y \text{ km}$) correspondente ao tempo de decaimento dos poluentes. Este uso poderia ser teoricamente cobrado pela mesma base de preço de um uso quantitativo, onde o usuário abstraísse a mesma vazão ($X \text{ m}^3/\text{s}$) e retornasse $Y \text{ km}$ a jusante, sem consumo. No entanto, uma política de cobrança como esta, baseada na convertibilidade entre os usos qualitativos e quantitativos, tenderá a engessar a política ambiental que tenha por objetivo de longo prazo a adoção da BAT por todos os usuários-poluidores. Como dito anteriormente, nesta política os preços cobrados pela diluição de efluentes deveriam superar os custos de tratamento por BAT de forma a induzir a mudança de comportamento do poluidor, sendo necessários ajustes graduais nos valores cobrados. Poderá não vir a ser interessante penalizar simultaneamente os demais usos. Indexar os valores cobrados pelos diferentes usos poderá abrir brechas no campo político, ou mesmo jurídico, e permitir uma resistência maior dos poluidores à aplicação futura da BAT.

Em termos da operacionalização da gestão, a regulação pela exigência de aplicação da melhor tecnologia disponível tem a vantagem de ser bastante simples já que os usuários-poluidores só recebem a outorga condicionada à instalação da tecnologia correspondente e a fiscalização da operação pode ser feita com a emissão pelo poluidor de informes regulares, oriundos de análises feitas por laboratórios autorizados, da qualidade do efluente em relação aos padrões esperados. Ao órgão gestor/agência de bacia cabe fazer a auditoria destes informes de forma aleatória ou sempre que o resultado do monitoramento do corpo hídrico indicar que estão ocorrendo emissões indevidas. PALOMARES, 1995, ao analisar o sistema de gestão adotado no México, baseado em Objetivos de Qualidade Ambiental - EQO, reconhece que a implantação deste sistema deverá ser muito mais custosa aos órgãos de

⁵ Ver KELMAN, 2000

gestão mexicanos que a aplicação de padrões únicos baseados em tecnologia, a autora diz: “é razoável pensar que custa menos monitorar a instalação da tecnologia BPT, por exemplo, que investigar a cada seis meses o volume e as características das descargas”.

A principal dificuldade encontrada para aplicação de BAT é o custo envolvido. A partir de níveis de abatimento correspondentes a 80 a 90 % da carga poluente, os custos tendem a crescer exponencialmente e o aumento de poucos pontos percentuais no nível de abatimento implica em grande aumento de custos.

Na Alemanha, a contínua implantação de padrões mais restritivos tem aumentado significativamente os custos de investimento e operação dos sistemas de tratamento de esgotos urbanos. Segundo técnicos da Rhurverband (comunicação pessoal, 2000) na década de 70, em termos de volume físico de armazenamento nas ETE's, o tratamento biológico demandava cerca de 40 l/habitante, na década de 80 este volume subiu para 80 l/habitante e na década de 90, com a entrada em vigor dos padrões de controle de nutrientes, este volume duplicou novamente passando para 160 l/habitante. Neste período, segundo a mesma fonte, os custos operacionais triplicaram.

A avaliação dos custos de controle de poluição hídrica industrial no Brasil considerando-se apenas DBO e metais, feita por Mendes, 1994, mostrou que custaria ao setor industrial US\$ 1.659 milhões/ano a aplicação de tecnologias de tratamento para se obter a máxima redução possível. As tabelas abaixo reproduzem os custos estimados por Mendes para diversos setores industriais brasileiros e por poluente para três cenários de redução:

- Abatimento mínimo de 50% - todas as indústrias abateriam no mínimo 50% da carga poluente de metais e DBO, e as indústrias que em 1988 já abatiam acima deste limite não fariam investimentos. Este cenário resultaria num abatimento final de 90% de DBO e 76% de metais da poluição hídrica de origem industrial no Brasil.
- Abatimento mínimo de 75% - idem anterior com todas as indústrias abatendo no mínimo 75% da carga poluente de metais e DBO. Este cenário resultaria num abatimento final de 93% de DBO e 84% de metais.
- Abatimento mínimo de 100% - idem anterior com todas as indústrias abatendo a máxima carga tecnologicamente possível (equivalente ao uso de BAT). Este cenário resultaria num abatimento final de 99.8% de DBO e 99.9% de metais.

Tabela 2.1 – Custos de Remoção de Poluição Hídrica de Origem Industrial no Brasil para o Ano de 1988 (US\$/ano)

Gênero Industrial	Abatimento mínimo*		
	50%	75%	100%
Alimentos	17	19	39
Bebidas	4	4	9
Couros e Peles	43	51	137
Farmacêutica	1	1	1
Madeira	13	13	17
Mat. Transporte	16	25	53
Mecânica	14	50	108
Metalurgia	613	715	1.040
Papel e celulose	7	7	22
Perf. Sabões e Velas	2	2	3
Química	62	91	190
Têxtil	25	28	38
Total	815	1.006	1.659

* - nas indústrias com níveis de abatimento superior não se considerou investimentos

Fonte: Mendes (1994)

Tabela 2.2 - Custos Anuais de Abatimento por Poluente (US\$)

Abatimento mínimo*	Metais		DBO	
	% abat. final**	custo anual	% abat. final**	Custo anual
50%	76,0%	664,8	90,0%	149,8
75%	84,0%	819,9	93,0%	186,1
100%	99,9%	1314,6	99,8%	344,2

** - % abatimento resultante considerando-se a redução das indústrias que abatem acima do abatimento mínimo

Fonte: Mendes (1994)

2.4 Os instrumentos econômicos e de controle aplicados à gestão de recursos hídricos

Além dos aspectos relativos à metodologia de regulação, uma outra diferenciação entre as políticas de controle ambiental em geral, e de gestão de recursos hídricos, em particular, pode ser feita sob o ponto de vista dos instrumentos administrativos e econômicos utilizados para induzir o cumprimento, por parte dos usuários, dos limites de uso fixados ou uma modificação dos usos.

Tradicionalmente, a gestão ambiental conta com sistemas administrativos de controle centralizados em órgãos governamentais - fortemente baseados em instrumentos legais, tais como: regulamentos, multas e penalidade - classificados como Sistemas de Comando e Controle (C&C). Um sistema tipo Comando e Controle adota, geralmente, mas não exclusivamente, a abordagem por padrões uniformes de emissão (UES).

Uma linha diferenciada é seguida pelas políticas de gestão que se baseiam em instrumentos econômicos, os denominados "IE's" no jargão da economia de meio ambiente. Os IE's são utilizados para, através de estímulos econômicos - cobrança de taxas, subsídios ou licenças comercializáveis, se atingir determinados objetivos de qualidade ambiental no meio. As políticas de gestão baseadas em IE's são mais compatíveis com abordagens do tipo EQO/EQS, pois os IE's buscam justamente a otimização da capacidade de assimilação da poluição pelo meio. No caso específico do meio hídrico busca-se a otimização da capacidade de diluição dos corpos receptores.

2.4.1 Sistemas de comando e controle aplicados à gestão de recursos hídricos

Tradicionalmente, o controle ambiental tem sido feito de forma centralizada pelos órgãos de governo através de diretrizes regulatórias e de licenciamento, que prevêm multas e penalidades pelo não cumprimento das disposições. Este sistema, conhecido como comando e controle (C&C), depende fortemente da capacidade institucional do órgão regulador de fazer cumprir suas disposições. No caso da poluição da água depende da capacidade de monitoramento das fontes de poluição e da capacidade de imposição das sanções legais previstas pelo órgão ambiental e do impacto das mesmas sobre a atividade poluidora.

Teoricamente, o sistema de comando e controle poderia usar tanto uma abordagem tipo UES, como EQO/EQS, mas, tradicionalmente, ele se baseia na fixação de padrões uniformes de lançamento para o efluente.

Outro aspecto diz respeito ao financiamento do sistema de controle, que é feito quase integralmente com fundos governamentais. A única receita gerada pelo sistema são as multas, que têm caráter incerto e que tenderiam a ser nulas, em um sistema funcionando bem.

Uma das críticas que se faz ao sistema tipo C&C diz respeito aos custos de operação deste. Um sistema C&C, para ser eficaz, demanda a aplicação de recursos elevados em monitoramento, fiscalização e combate à corrupção.

Um exemplo dos custos de um sistema de comando e controle é apresentado na tabela 2.3, a qual relaciona os gastos dos EUA para abater e controlar a contaminação. Em 1993, foram gastos US\$1,6 bilhões em regulação e vigilância, dos quais US\$0.7 bilhões em atividades relativas a água.

A tabela 2.4 apresenta a distribuição dos investimentos entre setor público, empresarial e doméstico. O gasto total do setor público em abatimento e controle da poluição hídrica foi de US\$12,6 bilhões. Os gastos em regulação e vigilância relativas à água representam cerca de 6% deste gasto total.

Considerando-se a população americana de 1994, 261 milhões, verifica-se um gasto médio de US\$6/hab.ano. Nos EUA este gasto é, praticamente, financiado em sua totalidade pelo estado, já que a aplicação do princípio poluidor -pagador é muito limitada.

Tabela 2.3: Gasto dos EUA para redução e controle da poluição: Por fonte (1993)

Meio	Investimentos (US\$10 ⁶ - referidos a 1987)		
	Capital	Operação	Total
Ar			
Fontes móveis ^a	13.0	-	13.0
Fontes fixas ^a	7.1	6.2	13.3
Regulação e vigilância	-	-	0.6
Investigação e Desenvolvimento	-	-	1.0
Subtotal			27.9
Água			
Drenagem ^a	9.0	11.0	20.0
Industrial ^a	4.3	6.5	10.8
Fontes não pontuais ^a	-	-	1.4
Regulação e vigilância	-	-	0.7
Investigação e Desenvolvimento	-	-	0.2
Subtotal			33.1
Resíduos Sólidos			
Industriais ^a	-	14.6	30.3
Outros ^a	-	15.7	
Regulação e vigilância	-	-	0.3
Investigação e Desenvolvimento	-	-	0.2
Subtotal			30.8
Total	33.4	54.0	91.8

^a Redução da contaminação

Fonte: Departamento de Comércio, Survey of Current Business, in OCDE (1996)

Tabela 2.4: Gasto dos EUA para abatimento e controle da poluição: Por setor
(1993)

	US\$10 ⁶ (referidos a 1987) ^a			
	Setor Público	Setor Empresarial ^b	Habitações	Total
Ar	0.5	18.4	7.4	26.3 (30%)
Água	12.6	19.6	-	32.2 (36%)
Resíduos Sólidos	9.0	21.3	-	30.3 (34%)
Total	22.1 (25%)	59.3 (67%)	7.4 (8%)	88.8

^a Não inclui gastos por regulação e vigilância e investigação e desenvolvimento

^b Inclui serviços públicos

Fonte: Departamento de Comércio, Survey of Current Business, in OCDE (1996)

Deve-se observar, contudo, que no controle da poluição hídrica, o sistema de comando e controle não é incompatível com o princípio poluidor-pagador. Pode-se, e deve-se, aplicar este princípio à carga poluente remanescente, já que é tecnologicamente impossível obter-se 100% de redução da poluição. Um exemplo da aplicação do princípio poluidor pagador combinado com o sistema de comando e controle é a cobrança da taxa de esgoto na Alemanha. O sistema de comando e controle alemão exige tratamento de efluentes através da melhor tecnologia disponível (BAT) para os poluentes considerados perigosos e da tecnologia mais prática (BPM) para os demais, mas mesmo assim cobra uma taxa por carga de poluente remanescente lançada no corpo hídrico. O resultado da cobrança desta taxa, instituída a nível federal, é aplicado no financiamento da gestão e em obras de controle da poluição unicamente. Segundo LOHAUS (2000), no caso dos efluentes urbanos, esta taxa representa algo em torno de 4% dos custos de operação das estações de tratamento de esgotos alemãs. Mais detalhes do sistema de gestão de recursos hídricos alemão serão apresentados no capítulo IV.

Outro aspecto negativo do C&C é sua excessiva centralização. A gestão da água, cuja abrangência geográfica mais lógica é a bacia hidrográfica, a qual nem sempre é compatível com limites administrativos territoriais (município, estado, país), ser operacionalizada por órgãos ambientais ligados a estas diferentes instâncias político-administrativas tem muitas vezes gerado conflitos, superposições e incompatibilidades entre legislações, objetivos ambientais, etc.

Desta centralização, advêm também os problemas de conflitos de interesse. Além da baixa prioridade dada muitas vezes aos problemas ambientais por parte dos governantes, os

órgãos ambientais estão subordinados, em muitos casos, a instâncias de governo que são também responsáveis pelas atividades de fomento. As atividades de controle ambiental e de incentivo à atividade econômica nem sempre têm objetivos compatíveis.

Além das dificuldades relacionadas acima, SEROA DA MOTA *et al.* (1996) apontam ainda outros aspectos negativos do C&C;

- Arrasto regulatório causado por sobrecargas no sistema de licenciamento e aprovação que atrasam investimentos muitas vezes críticos, tornando-se um fardo ao desenvolvimento;
- Limitada capacidade de implementação, por falta de pessoal técnico, sistemas de monitoramento, etc; e
- Restrições de financiamento para manutenção e operação do sistema de gestão, já que muitas vezes o controle é exercido nos níveis mais baixos de governo que não contam com fontes adequadas de financiamento e/ou baixa prioridade nos orçamentos.

Um outro problema grave no C&C é que à medida que se promulgam novas leis e regulamentos para fazer frente aos novos problemas gerados pelo desenvolvimento e/ou conhecimento, o sistema vai se tornando complexo e extremamente conflituoso. Mesmo os EUA, que têm aplicado com sucesso um sistema C&C e conseguido grandes êxitos na redução da poluição, foram objeto da seguinte análise referente ao seu desempenho ambiental (OCDE, 1996): *“a eficácia do sistema regulatório americano se viu obstruída por uma infinidade de detalhes das leis e regulamentos e pela amplitude de procedimentos litigiosos. O sistema se fez muito conflitivo, formalista e complicado, e gerou trabalho inútil e ações lentas, tornando necessária a aplicação firme de medidas de reforma”*.

2.4.2 Instrumentos econômicos aplicados à gestão de recursos hídricos

Os instrumentos econômicos (IE's) fazem uso de incentivos econômicos para induzir usuários/poluidores a adotar níveis de uso e de controle das cargas poluentes compatíveis com o objetivo ambiental estabelecido para o meio a partir de uma abordagem por Objetivos de Qualidade Ambiental (EQO/EQS). TOLMASQUIM (2001) aponta que a finalidade destes instrumentos é que *“o responsável por uma atividade sinta suas consequências, e as internalize no processo de tomada de decisão”*.

A aplicação dos IE's na gestão de recursos hídricos tem como principal objetivo a internalização pelos usuários/poluidores das externalidades negativas geradas pelos seus respectivos usos – vazões captadas e/ou consumidas e cargas poluentes lançadas no meio

hídrico. Os IE's são também instrumentos de geração de receita para financiamento do sistema de gestão, podendo chegar a financiar ações de proteção e recuperação da água em termos de qualidade e quantidade.

Partindo-se da hipótese de que os corpos hídricos possuem uma capacidade determinável de diluição de alguns poluentes, a aplicação dos instrumentos econômicos busca, teoricamente, a maximização do benefício social deste uso do recurso natural, no caso a água. Neste contexto, o benefício social é entendido como o não pagamento pela sociedade dos custos adicionais de se tratar os efluentes ou reduzir desperdícios além de limite necessário ditado pela disponibilidade hídrica. Este limite é determinado de forma a atender, simultaneamente, a capacidade de assimilação de cargas poluentes pelo corpo hídrico e os níveis mínimos de vazão considerados compatíveis com a manutenção do ecossistema local e com o atendimento dos demais usos prioritários.

A otimização do uso da água é feita mediante a aplicação do princípio poluidor-pagador, onde cada usuário-poluidor paga pelo seu uso, sejam vazões captadas/ consumidas ou a carga poluente lançada no corpo hídrico. Teoricamente, a definição do nível de redução de uso ótimo de cada fonte será função do custo marginal de redução de cada uma, ou seja, cada fonte reduzirá seu uso quantitativo (vazões captadas e consumidas) ou sua poluição até o nível em que o custo de cada nova unidade reduzida (m^3 economizado ou kg de poluente abatido) for inferior ao preço cobrado pelo uso respectivo do corpo hídrico. O instrumental teórico para abordagem deste problema está no campo da economia do meio ambiente e é explicado, de forma aprofundada, em várias fontes (GONZÁLEZ, 1999; SEROA DA MOTA, 1998; etc.).

A grande vantagem da aplicação da teoria marginalista é que esta é considerada como a forma mais barata, para a sociedade como um todo, de se atingir um determinado objetivo ambiental. Esta metodologia permite minimizar os custos totais de redução do uso (captação, consumo e diluição de efluentes) e maximizar a geração de receitas derivadas da cobrança pelo uso do recurso hídrico, desde que os custos de transação não inviabilizem o sistema.

OPSCHOOR & VOS (1989, *in* OCDE, 1994) apresentam uma ampla classificação dos instrumentos econômicos aplicados no controle da poluição e que, em muitos casos, se aplicam aos demais usos da água:

- Cobrança: definida como o preço a pagar pela contaminação, podem ser dos seguintes tipos:

- Cobrança por emissão: fixadas em função da quantidade e/ou qualidade dos contaminantes emitidos;
 - Cobrança por serviços prestados: destinadas a cobrir os custos de tratamento coletivo ou público dos efluentes;
 - Cobrança sobre produtos: aplicadas ao preço dos produtos contaminantes em sua fase de fabricação ou utilização;
 - Cobranças administrativas: destinadas a cobrir os custos de gestão, controle e monitoramento;
 - Diferenciação por imposto: que consiste na realidade numa cobrança positiva ou negativa sobre os produtos, planejada para dissuadir a produção ou consumo de bens e serviços que impactam negativamente o ambiente.
- Ajudas financeiras: envolve diversas formas de ajuda financeira cujo objetivo é incentivar ou financiar medidas de redução da contaminação:
 - Subsídios financeiros;
 - Créditos subsidiados: baseados em taxas de juros inferiores às de mercado;
 - Reduções fiscais, como, por exemplo, a redução de impostos ou de taxas como contrapartida pela adoção de medidas de redução da poluição;
- Sistemas de depósito-reembolso: sobrepreço aplicado a produtos potencialmente contaminantes que é devolvido mediante o retorno dos resíduos a um sistema de recolhimento;
- Criação de mercados:
 - Direitos de emissão ou uso intercambiáveis: emitidos pela autoridade outorgante podem ser negociados entre poluidores / usuários;
 - Intervenção no mercado: trata-se de criar mercado através da fixação de preços para certos produtos tais como efluentes recicláveis, por exemplo;
 - Seguro de responsabilização: um tipo de criação de mercado onde se transferem para as companhias de seguro os riscos de penalização por danos incertos;
- Incentivos financeiros para assegurar cumprimento:

- Multas por não cumprimento;
- Depósitos por desempenho: pagamento às autoridades que é devolvido uma vez que se tenha cumprido satisfatoriamente as regulações em vigor

Além dos instrumentos acima relacionados, existem outros instrumentos de controle da poluição hídrica que trazem embutidos, mesmo de forma menos explícita, incentivos econômicos, como é o caso das multas aplicadas por não cumprimento da legislação de controle ou a compensação legal por danos causados. Entretanto existem diferenças entre o incentivo econômico proporcionado por estes últimos e os instrumentos de mercado. Enquanto os incentivos econômicos relacionados aos instrumentos de comando e controle são estabelecidos depois de ocorrido o fato gerador, os instrumentos econômicos são aplicados antes de ocorrido o fato gerador (SEROA DA MOTA *et al.*, 1996). Apesar de apresentarem capacidade de geração de receita, multas e compensações por danos não são instrumentos econômicos propriamente ditos, porque o valor cobrado não tem, obrigatoriamente, uma relação com a internalização das externalidades negativas geradas.

Os instrumentos de intervenção de demanda final, tais como a rotulação de produtos em função do processo produtivo ou da composição final (selo verde), também incorporam um forte incentivo econômico, já que faz uso das forças de mercado para induzir uma produção mais limpa ou de produtos mais limpos. Mas também não podem ser classificados como instrumentos econômicos “*per se*” por não atenderem a um dos objetivos dos IE’s que é a geração de receita.

2.4.2.1 COBRANÇA POR EMISSÃO DE POLUENTES

A cobrança é o instrumento econômico mais disseminado mundialmente com experiências bem sucedidas em grande parte dos países europeus. Para o controle da poluição hídrica, é tão importante a cobrança por emissão de poluentes (diluição de efluentes), como a cobrança por captação e consumo, dado que qualidade e quantidade são duas características indissociáveis. Uma maior disponibilidade de água no corpo hídrico representa uma maior capacidade de diluição. Mas do ponto de vista do impacto sobre o comportamento do poluidor, a cobrança por emissão de poluentes tem uma ação mais direta, sendo esta a razão pela qual muitos países a privilegiam em relação à cobrança por captação e consumo.

A cobrança por emissão é, em geral, baseada na carga de poluentes lançada, escolhendo-se alguns indicadores mais representativos, comuns a uma grande gama de efluentes. Os indicadores mais usados, que podem ser taxados de forma isolada ou agrupados, são:

- Carga orgânica (DBO e DQO);

- Sedimentos (Sólidos Suspensos, Sólidos Totais, etc.);
- Metais;
- Nutrientes (Nitrogênio, Fósforo);
- Compostos Orgânicos Halogenados;
- Toxicidade, entre outros.

Alguns países adotam uma “unidade de carga poluente” correspondente a um habitante equivalente ou a uma unidade tóxica, que no primeiro caso é definida teoricamente como a poluição gerada por uma pessoa/dia. A adoção deste tipo de unidades permite a conversão de efluentes de diferentes composições qualitativas e quantitativas para uma mesma base adotada para fins de cobrança. O Quadro 1, apresentado ao fim deste item, detalha a aplicação destas unidades de cargas poluentes na Alemanha, Holanda e França.

A recomendação vinda da experiência de diversos sistemas de cobrança é que se inicie o processo cobrando por poucos poluentes mais representativos, tais como carga orgânica e sedimentos. À medida que vão sendo gerados recursos que permitam a implantação e manutenção de um sistema de monitoramento mais acurado, outros poluentes seriam paulatinamente introduzidos na cobrança. Iniciar-se o processo de cobrança tentando abarcar uma grande gama de poluentes pode ser um erro num cenário de recursos financeiros escassos. Ao não se conseguir fiscalizar adequadamente o cumprimento dos limites de uso, pode ocorrer uma desmoralização do sistema como um todo. Na fase inicial, os poluentes não cobráveis devem continuar submetidos a padrões de emissão uniformes. Aliás, diante da impossibilidade de se adotar limites de emissão derivados de uma abordagem por objetivos de qualidade ambiental para a totalidade dos poluentes passíveis possíveis, sempre vai haver a necessidade de regulação complementar por EQO/EQS.

Outro importante fator de simplificação do sistema de gestão é a cobrança baseada na carga poluente licenciada. Fica a cargo do usuário/poluidor o ônus da prova, caso venha a emitir uma quantidade menor, da mesma forma que o órgão de controle pode fazer, a qualquer tempo, uma revisão dos valores licenciados caso comprove emissões acima dos valores licenciados. Este sistema tem também a vantagem de desencorajar a solicitação ou a manutenção de licenças sobre vazões ou direitos de emissão não utilizados por parte do usuário/ poluidor, liberando vazões que podem ser necessárias para outros usos.

QUADRO 1

CARGA POLUENTE E EQUIVALENTE-HABITANTE

ALEMANHA

A Lei da Taxa de Efluentes da Alemanha introduziu, como base para a cobrança por emissão de poluentes, um parâmetro equivalente de poluição denominado “unidade de toxicidade”. A carga poluente equivalente a uma “unidade de toxicidade” é apresentada na tabela 2.5. Teoricamente a cada carga equivalente definida por poluente corresponde o mesmo efeito tóxico no corpo hídrico, ou seja, 50 kg de DBO, 3 kg de fósforo, 500 gr de cromo, etc. diluídos no mesmo volume de água apresentam o mesmo efeito tóxico.

Tabela 2.5: Unidades de poluição segundo diferentes parâmetros - Alemanha		
<i>Poluente</i>	<i>Unidade de Toxicidade</i>	<i>Valores limites¹</i>
<i>DBO</i>	<i>50 kg</i>	<i>20 mg/l & 250 kg/ano</i>
<i>Fósforo (1990)²</i>	<i>3 kg</i>	<i>0.1 mg/l & 15 kg/ano</i>
<i>Nitrogênio(1990)²</i>	<i>25 kg</i>	<i>5 mg/l & 125 kg/ano</i>
<i>Compostos Orgânicos Halogenados (AOX)</i>	<i>2 kg de halógenos, como cloro orgânico</i>	<i>100 µg/l & 10 kg/ano</i>
<i>Hg</i>	<i>20 g</i>	<i>1 µg/l & 100 g/ano</i>
<i>Cd</i>	<i>100 g</i>	<i>5 µg/l & 500 g/ano</i>
<i>Cr</i>	<i>500 g</i>	<i>50 µg/l & 2.5 kg/ano</i>
<i>Ni</i>	<i>500 g</i>	<i>50 µg/l & 2.5 kg/ano</i>
<i>Pb</i>	<i>500 g</i>	<i>50 µg/l & 2.5 kg/ano</i>
<i>Cu</i>	<i>1000 g</i>	<i>100 µg/l & 5 kg/ano</i>
<i>Toxicidade para peixes</i>	<i>3000 m³ efluente/GF³</i>	<i>GF=2</i>

1. Valores limites de concentração e de cargas efluentes anuais, abaixo dos quais não incide cobrança por diluição de efluentes
2. Ano de introdução da cobrança
3. GF é o fator de diluição para o qual o efluente não apresenta mais toxicidade
Fonte: KRAEMER & JAGER, (1998)

HOLANDA

A Holanda também adota uma unidade de poluição equivalente para efeito de cobrança por poluição. A diferença em relação à metodologia alemã é que a metodologia holandesa a unidade adotada é o equivalente-habitante para carga orgânica definido como a “consumo médio diário de oxigênio do esgoto descarregado por um indivíduo” (HOTTE et

al, 1995). O consumo de oxigênio, estipulado em 136 g/dia, é definido em função da carga de DQO e de nitrogênio emitida por um indivíduo, considerando-se a seguinte relação:

$$DQO \text{ (g/hab.dia)} + 4,57 \times N \text{ (g/hab.dia)} = 136 \text{ g/hab.dia} = 1 \text{ EH}$$

A carga de DQO e nitrogênio das diferentes fontes pode então ser convertida em equivalente-habitantes através da equação (HOTTE et al,1995):

$$P = Q / 136 * (DQO + 4.57 N_{Kj})$$

Onde,

P = Carga poluente em Equivalente-habitante (EH);

Q = Vazão (m^3 /dia);

DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg/l)

N_{Kj} = Nitrogênio Kjeldahl ($N_{org} + NH_4-N$) (mg/l)

A carga de metais também é convertida em Equivalente-habitantes a partir das seguintes relações de equivalência:

$$1 \text{ EH} = 100\text{gr de Cd, Hg, As ou } 1 \text{ kg de Cu, Ni, Zn, Pb}$$

FRANÇA

A França não adota exatamente um fator de convertibilidade entre diferentes poluentes, mas sim estipula a carga poluente diária de um habitante e para algumas classes de poluentes estabelece parâmetros “agregados” (MO, METOX) baseados em equivalência entre parâmetros “simples” (DBO, DQO, metais). Os coeficientes “agregados” adotados na metodologia francesa são apresentados na tabela 2.6.

Tabela 2.6: Equivalente Habitante - Coeficientes específicos de poluição doméstica per capita

<i>Parâmetros de Poluição</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Carga per capita diária</i>
<i>Matérias em suspensão</i>	<i>MES</i>	<i>90 g/hab.dia</i>
<i>Matérias oxidáveis</i>	<i>MO</i>	<i>57 g/ hab.dia</i>
<i>Nitrogênio reduzido (orgânico e amoniacal)</i>	<i>NR</i>	<i>15 g/ hab.dia</i>
<i>Fósforo total</i>	<i>P</i>	<i>4 g/ hab.dia</i>
<i>Matérias inibidoras</i>	<i>MI</i>	<i>0,2 g/ hab.dia</i>
<i>Compostos organo-halógenos absorvíveis em carvão ativo</i>	<i>AOX</i>	<i>0,05 g/ hab.dia</i>
<i>Metais e metalóides</i>	<i>METOX</i>	<i>0,23 métox/ hab.dia</i>
<i>Fonte: www.eau-seine-normandie.fr</i>		

O parâmetro “agregado” MO é dado pela expressão:

$$MO = \frac{DQO + 2 DBO_5}{3}$$

O parâmetro METOX é definido como uma “unidade de toxicidade” de cargas de metais, os quais são convertidos segundo as seguintes relações de equivalência:

1 g de METOX = 1g de Cr ou Zn; 0,2g de Cu ou Ni; 0,1g de As ou Pb e 0,02g de Cd ou Hg.

2.4.2.2 LICENÇAS INTERCAMBIÁVEIS

As experiências de aplicação de licenças intercambiáveis diretamente para controle de poluição hídrica foram bastante restritas e mal sucedidas. A maior dificuldade está em atender um dos requisitos básicos para sua aplicação que é garantir numa mesma bacia um grande número de poluidores com diferenças entre seus custos de controle e baixa relação de dependência entre si (SEROA DA MOTA, 1998). As licenças intercambiáveis encontram maior aplicação no controle do uso quantitativo da água. Apesar dos usos qualitativos poderem ser convertidos em usos quantitativos, algumas características do uso da água para diluição de efluentes dificultam, ou mesmo impossibilitam, uma ampla aplicação deste instrumento, são elas:

- As licenças intercambiáveis têm que ser específicas por poluente, já que teoricamente a mesma vazão que dilui x gramas do poluente A, também dilui y gramas do poluente B, e assim por diante, ou seja, no uso da água para diluição, os poluentes não são excludentes entre si. Assim, se não houver capacidade de diluição para nitrogênio, por exemplo, a outorga de um usuário que lance DBO não poderá ser comprada por um usuário que necessite lançar nitrogênio. Daí os intercâmbios de licenças só poderem ocorrer entre poluidores que lancem a mesma substância ou entre poluidores e usuários quantitativos (captação e consumo). Esta limitação reduz o número de transações possíveis.
- Além de específicas por poluentes, as licenças intercambiáveis também devem sê-lo por trecho do corpo hídrico devido ao decaimento do poluente ao longo do rio, ou às características das correntes de diluição num lago ou baía. As transações tendem a ser entre usuários/poluidores situados muito próximos num mesmo trecho do corpo hídrico. Por exemplo, um poluidor que queira lançar carga orgânica num trecho de montante de um rio de grande extensão, não poderá adquiri-la de um poluidor situado à jusante do seu trecho de diluição. Isto faz com que as licenças encontrem maior aplicação na limitação da emissão de poluentes persistentes ou pouco degradáveis, que possuem baixo decaimento.
- Outro fator limitante à criação de um mercado de licenças intercambiáveis para diluição de efluentes é a dificuldade de estabelecer os limites para a capacidade de diluição e conseqüentemente fixar regras para fases de racionamento quando a capacidade de diluição esteja reduzida. Este fator afeta basicamente aqueles rios que apresentam grandes variações de vazão entre as estações seca e chuvosa. A emissão de licenças apenas para vazões de tempo seco, muito baixas, restringirá muito o uso do rio,

afastando possíveis usuários que aceitariam ser racionados, total ou parcialmente, em caso de secas. Além disso, o racionamento de um uso qualitativo, quando, por falta de vazão suficiente, o rio não possui capacidade de diluição, pode ser em alguns casos inexecutável. É, na prática, impossível fechar pontos de lançamento de efluentes sanitários, por exemplo.

Todos os fatores mencionados, além de reduzirem o número de possíveis transações, afetam também a credibilidade do sistema, ou seja, afetam a segurança dos usuários de que poderão recomprar direitos que venham a vender e vice-versa.

2.4.2.3 AVALIAÇÃO DOS INSTRUMENTOS ECONÔMICOS NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Segundo as recomendações da OCDE (*in* BUCKLAND & ZABEL, 1998), os seguintes critérios devem ser usados para avaliar aplicabilidade ou a performance de instrumentos econômicos adotados na gestão:

- **Efetividade financeira:** é função da capacidade do sistema de gestão de gerar receitas para financiamento das atividades necessárias ao alcance dos objetivos para os quais o sistema foi montado, ou seja, depende da capacidade de gerar recursos para financiar o sistema de monitoramento, fiscalização, licenciamento e até atividades de recuperação e preservação ambiental;
- **Eficiência financeira:** é relativa aos custos de transação decorrentes dos encargos gerados para as autoridades responsáveis por sua aplicação e para os usuários, ou seja, depende de quanto representam os custos administrativos e operacionais do sistema em relação à receita total gerada.
- **Eficiência econômica:** para garantir a alocação eficiente do recurso, o preço deve refletir o custo marginal da provisão deste recurso, no caso dos diferentes usos da água, a cobrança deve ter a capacidade de incorporar os custos sociais (externalidades) derivados do uso;
- **Impacto ambiental:** é função da capacidade do instrumento de influenciar o comportamento dos poluidores e consumidores de forma a melhorar a qualidade ambiental;
- **Praticabilidade:** quão direto é o instrumento para atingir seus objetivos, clareza e simplicidade são considerados fatores cruciais que afetam a eficiência administrativa da política;

- **Aceitabilidade:** como o instrumento é aceito e recebido pelos que são impactados por ele, idealmente a implementação deve ser progressiva para permitir planejamento de longo prazo e evitar grandes aumentos dos custos de produção e tornar-se perigoso para a competitividade.

Além destes pontos, é recomendável ainda que, onde aplicável, os instrumentos econômicos sejam confrontados com as seguintes questões:

- Integração com outras políticas setoriais;
- Consequências econômicas e distributivas;
- Conformidade com os princípios gerais das políticas comerciais, fiscais e de meio ambiente nacional e internacional.

A despeito de toda a formulação teórica, os instrumentos econômicos não encontraram ainda na prática uma aplicação completa de todas suas potencialidades. Segundo analistas da OCDE (1994) a situação da aplicação dos IE's se caracteriza por:

- Existência de sistemas mistos, com a convivência entre o sistema de comando e controle e a aplicação de IE's;
- Grande diversidade de instrumentos econômicos em função das diferentes situações em que são aplicados;
- Impacto incentivador limitado e um predomínio do objetivo de geração de receitas;
- Grande aceitabilidade política.

Apesar dos IE's serem, teoricamente, suficientes para se atingir o nível de controle ambiental desejado, podendo-se abrir mão da regulação por comando e controle, o que se observa na prática é a convivência entre os dois sistemas. Nos países onde são aplicados instrumentos econômicos, estes tem um caráter complementar às regulações, ou seja, os incentivos econômicos e as regulações se reforçam mutuamente (OCDE, 1994). As combinações possíveis entre os diferentes instrumentos variam em função da capacidade institucional, dos objetivos ambientais e da situação da poluição, da evolução histórica dos direitos de uso da água e até da capacidade criativa e política dos legisladores/gerenciadores.

A forma e o alcance dos instrumentos econômicos nos diversos países são bastante diferenciados. Em países que tradicionalmente possuem uma forte capacidade institucional de fazer cumprir a legislação, como a Alemanha e Estados Unidos, os IE's aportam um

incentivo financeiro suplementar, como é o caso da taxa de esgotos na Alemanha, ou constituem-se numa ferramenta adicional para redução de custos de abatimento, como é o caso dos títulos de emissão negociáveis nos EUA (OCDE, 1994).

No sistema de gestão de recursos hídricos da França, os IE's são a base fundamental do sistema de controle, e a cobrança pelo uso da água proporciona parte substancial dos recursos investidos em controle da poluição. A Inglaterra e País de Gales, a despeito de adotar uma abordagem por objetivos de qualidade da água (WQO), utilizam a cobrança apenas para cobrir os custos administrativos do sistema de gestão e monitoramento.

Quanto ao impacto dos IE's sobre o comportamento dos poluidores, existe uma avaliação geral de que, seja por limitações da capacidade política de implementação, seja por necessidade de limitação dos impactos econômicos sobre os custos de produção, os IE's vêm sendo fixados em níveis demasiadamente baixos, reduzindo o impacto na redução da poluição. Ou seja, os valores fixados para o IE's estão muito aquém dos valores que seriam necessários para propiciar uma internalização das deseconomias decorrentes dos usos da água. Os valores cobrados são fixados na maioria das vezes com a função apenas de gerar receitas para financiar o sistema de gestão e/ou as ações de controle. Esta constatação é feita tanto para os países da OCDE (OCDE, 1994) como para os países da América Latina e Caribe (SEROA DA MOTA *et al.*, 1996). BUCKLAND E ZABEL (1998), quando analisam os aspectos econômicos e financeiros das políticas européias de gestão de recursos hídricos, concluem que a cobrança por qualquer tipo de uso não é estabelecida, em nenhum dos cinco países analisados, com base nas externalidades decorrentes dos usos, mas apenas como mecanismos de arrecadação para cobrir os custos do sistema de gestão ou ainda do plano de investimentos.

Quanto à aceitabilidade política, apesar dos IE's serem bem aceitos e compreendidos em muitos setores, existem ainda alguns importantes focos de resistência, principalmente entre empresários e o setor agrícola. A resistência dos industriais deriva do temor em relação à perda de competitividade nos mercados internacionais e estes pedem que seja feita uma harmonização internacional na aplicação destes instrumentos (OCDE, 1994).

O setor agrícola, grande usuário dos recursos e gerador de poluição difusa, mas também fortemente subsidiado⁶, tem sido o setor mais resistente à implantação da cobrança pelo uso da água. Em todas as experiências de aplicação de IE's para controle da poluição hídrica, o setor agrícola ou não participa ou tem sido o último setor a ser incorporado.

⁶ Na União Européia os subsídios à agricultura já representaram 75% do orçamento.

SEROA DA MOTA *et al.* (1996) analisando o uso de instrumentos econômicos na América Latina e Caribe, observam que também nesta região existem restrições significativas à implantação de IE's, tais como restrições institucionais e os altos custos administrativos destes instrumentos.

A grande dificuldade na aplicação dos IE's é *“a falta de conhecimento sobre as relações de impactos entre a atividade econômica e perda de qualidade ambiental e os valores monetários que as pessoas atribuem a esta perda”* (SEROA DA MOTA, 1998), não permitindo uma determinação precisa do ponto de equilíbrio entre custos e benefícios, ou seja, do preço ótimo para a água. O mesmo autor ressalta ainda: *“O procedimento para valoração das perdas ambientais e, por conseguinte, do valor da água dependem de um grande esforço institucional que pode resultar em custos administrativos superiores aos benefícios gerados e ainda gerar inúmeros casos de litígios por conta de contestações das inevitáveis imprecisões das medidas realizadas”*.

Apesar das dificuldades de aplicação dos IE's apontadas, estes representam um reforço extremamente importante às políticas de gestão ambiental por serem os instrumentos mais inovadores e que aportam grande flexibilidade ao sistema. Na gestão de recursos hídricos as receitas geradas pela cobrança pelo uso da água podem ser muito relevantes num cenário de poucos recursos públicos. O reinvestimento dos recursos arrecadados em ações de controle e despoluição possibilita melhorias ambientais importantes.

2.5 Usos Quantitativos e Qualitativos: limites à conversibilidade na outorga e na cobrança

Nos sistemas de gestão, a cada uso da água deve ser atribuída uma outorga, excetuando-se os usos insignificantes ou difusos. Para fins de outorga os usos podem ser quantitativos ou qualitativos. Os usos quantitativos englobam captação, consumo e reservação, aos quais está associada uma vazão correspondente de captação e/ou de consumo. Os usos qualitativos são constituídos basicamente pela diluição de efluentes, derivada da agregação de carga poluente à vazão retornada ao corpo hídrico.

A outorga do direito de uso da água tem por objetivo garantir ao usuário o direito de uso sob certas condições de vazão, e é emitida pelo órgão de controle da bacia hidrográfica que define a disponibilidade de água na bacia para o uso pretendido em função das condicionantes hidrológicas e dos usos existentes. No caso dos rios, a definição da disponibilidade da água, ou seja, da vazão outorgável, estará sempre associada a um

risco maior ou menor de não atendimento já que a vazão é disponível está associada a uma função probabilística.

2.5.1 Conversibilidade entre usos qualitativos e quantitativos

Para fins de outorga, os usos qualitativos podem ser convertidos em usos quantitativos com base no enquadramento do corpo hídrico, permitindo se “fazer a ligação entre a gestão da quantidade e a gestão da qualidade da água” (KELMAN, 2000). Esta conversão é feita calculando-se a vazão necessária para diluição do efluente lançado de forma que, as concentrações de cada poluente não ultrapassem as concentrações máximas permitidas pelo enquadramento. Deve-se notar que, teoricamente, a diluição de um poluente não impede a diluição no mesmo volume de outro tipo de poluente, ou seja, os usos para diluição de cada poluente não são excludentes, e a vazão de diluição será a maior vazão entre as calculadas para diluir os diferentes tipos de poluentes presentes num mesmo lançamento. Tudo se passa como se o usuário “se apropriasse” de uma vazão de diluição, ficando esta vazão indisponível para outros usos concorrentes, ou seja, diluição do mesmo tipo de poluente ou captação. No caso de rios, a vazão de diluição apropriada pelo usuário terá um valor constante no caso de diluição de poluentes persistentes. No caso de diluição de poluentes degradáveis, a vazão “apropriada” será um valor variável que irá se reduzindo em todo o trecho a jusante do ponto de lançamento proporcionalmente ao decaimento do poluente. A “apropriação” persistirá até o ponto onde ocorra o total decaimento dos poluentes lançados ou de deságue do rio. O cálculo da vazão de diluição é feito pela seguinte fórmula (RODRIGUES, 1999):

$$Q_D = C_e \cdot \frac{Q_e}{C_p^*}$$

Onde:

Q_D = vazão de diluição do poluente no ponto de lançamento do efluente, (m^3/s)

Q_e = vazão de lançamento do efluente no corpo receptor, (m^3/s)

C_e = concentração do poluente no efluente, (mg/l)

C_p^* = concentração máxima permissível do poluente no corpo receptor (mg/l)

2.5.2 Consideração dos efeitos tóxicos

Esta conversibilidade entre os usos é prevista no modelo de outorga desenvolvido por KELMAN (2000), que também trabalha com contabilidades individuais para a diluição

de cada tipo de poluente, o que torna o sistema de outorga bastante prático e racional. Mas deve-se ter um cuidado com o efeito tóxico derivado da sobreposição da diluição de diversos poluentes num mesmo volume de água, definidos somente em função de parâmetros físico-químicos. A diluição de um coquetel de poluentes, mesmo que individualmente todos apresentem concentrações finais dentro dos limites fixados para o corpo hídrico, pode ter efeitos muito mais tóxicos que a diluição de um pequeno número de poluentes. Neste sentido, a tendência mundial é de se trabalhar com o conceito de toxicidade para organismos vivos e segundo ZIOLLI & JARDIM (1998, *in* SPERLING, 1998): “*a maioria dos estudos realizados com a finalidade de correlacionar resultados de testes ecotoxicológicos com análises físico-químicas demonstraram a ausência de uma evidente correlação*”. Segundo o artigo, a toxicidade de cada poluente em separado não é a mesma do coquetel de poluentes e alguns efeitos podem se sobrepor.

Para se levar em conta o efeito tóxico da sobreposição da diluição de diferentes poluentes de uma forma segura, torna-se necessária a realização de testes de toxicidade para cada tipologia de efluente gerado, devendo-se determinar o fator de diluição que torna o efluente inofensivo para o organismo testado.

Trabalhar com o conceito de toxicidade em lugar de uma infinidade de parâmetros físico-químicos é uma tendência futura que ocorrerá a medida que a redução dos custos, o domínio da técnica e o aumento na confiabilidade, tornarem os testes ecotoxicológicos mais acessíveis ao uso corrente.

2.5.3 Usos qualitativos e racionamento

Outro aspecto a ser abordado quando se trabalha com modelos de outorga que fazem a conversão entre usos qualitativos e quantitativos diz respeito às regras de racionamento em situações de escassez. Este fator afeta basicamente aos rios e lagos que apresentam grandes variações de vazão entre as estações seca e chuvosa. A limitação da vazão outorgável às vazões de tempo seco, muito baixas, restringirá muito o uso do rio, afastando possíveis usuários que aceitariam ser racionados, total ou parcialmente, em caso de secas. O usuário estritamente quantitativo pode buscar fontes alternativas de abastecimento (água subterrânea, água armazenada, reaproveitamento, etc.) que não implique obrigatoriamente numa paralisação total ou parcial de suas atividades, ou caso exista, pode receber uma compensação por abrir mão de seus direitos de uso (ver KELMAN & KELMAN, 2000). Mas o racionamento de um uso quantitativo derivado de um uso qualitativo, quando por falta de vazão suficiente o rio não possui capacidade

de diluição, pode ser em alguns casos inexecutável. Do ponto de vista da própria execução, é muito complicado fechar total ou parcialmente os pontos de lançamento. Também é politicamente muito complicado exigir a redução da produção das indústrias, por exemplo, com todos os problemas que isto acarreta (desemprego, perda de mercado, redução da atividade econômica local, etc.) para atender ao padrão de qualidade ambiental do rio. Outro problema é que, no que tange à diluição de efluentes sanitários, a carga poluente a ser diluída será constante mesmo havendo redução do consumo, não sendo possível o racionamento deste uso. A redução das emissões em geral até pode ocorrer de forma indireta devido à redução das vazões de captação, mas dificilmente o será através de imposição de restrições às cargas de emissão licenciadas. Por se tratar de uma situação transitória, é aceitável, tanto do ponto de vista ambiental como daqueles que usam a água, que esta fique eventualmente fora dos padrões estabelecidos. Conseqüentemente, apesar dos usos quantitativos e qualitativos poderem ser convertidos em vazão para fins de outorga e cobrança, numa situação de carência de água estes dois usos devem ser tratados de forma distinta. Ou seja, o racionamento de fato deve atingir basicamente os usos quantitativos, racionar os usos para diluição somente em casos excepcionais.

2.5.4 Cobrança pelos usos qualitativos e localização do usuário

Uma análise cuidadosa deve ser feita dos fundamentos dos modelos de cobrança pelo uso da água em rios em que os valores cobrados pelos usos qualitativos derivam da equivalência destes com os usos quantitativos, mas que, ao mesmo tempo, consideram pagamentos diferenciados em função da localização do usuário. Alguns modelos propostos calculam o valor a ser pago pelo usuário em função da extensão do trecho do rio em que seu uso torna uma determinada vazão indisponível para outros usos, ou seja, para um mesmo tipo de uso, a cobrança tende a ser maior para os usuários que estão localizados nos trechos de montante do que para aqueles que estejam localizados próximos a foz do rio, ou seja, usam uma pequena extensão do rio. Não é aceitável que na cobrança pelo uso da água se desonere um usuário por estar localizado próximo à foz de um rio, em detrimento de usuários localizados a montante. Todos os poluentes lançados em um rio que não se degradarem antes da foz vão poluir o corpo hídrico seguinte gerando conseqüências, tais como:

- Foz em outro rio: reduz as vazões disponíveis, agrava problemas de poluição;

⁷ Ver KELMAN & KELMAN (2000)

- Foz em um lago: gera problemas de poluição e eutrofização, reduz disponibilidade e usos recreativos e estéticos;
- Foz no mar: problemas de poluição da área costeira e estuarina, reduz balneabilidade, etc.

2.6 Conclusões

A gestão de recursos hídricos está inserida no contexto mais amplo da gestão ambiental, compartilhando com esta instrumentos de regulação e controle, tornando-se mais eficiente à medida que, além de atuar de forma complementar, incorpora também instrumentos que lhe confirmam capacidade executiva de atuar sobre o meio hídrico. A implantação de uma política de gestão de recursos hídricos, em geral, não revoga os instrumentos pertinentes à gestão ambiental.

No quadro abaixo se tenta resumir os instrumentos de gestão aplicáveis à gestão ambiental e de recursos hídricos, as análises e negociações envolvidas.

A análise mostra a existência de instrumentos comuns aos dois sistemas de gestão, devendo ser feita uma delimitação cuidadosa da abrangência de cada um deles, a fim de evitar que a gestão ambiental e de recursos hídricos se torne um duplo controle e duplo encargo para o estado e para o conjunto dos usuários e interessados. Por outro lado, por existir ligações estreitas entre a aplicação dos instrumentos, a gestão de recursos hídricos deve atuar de forma integrada com a gestão ambiental.

A regulação do uso, denominado aqui “instrumento de comando” – define o que o usuário pode fazer – é o licenciamento, na gestão ambiental, e a outorga, na gestão de recursos hídricos. Enquanto o licenciamento, em geral, emprega uma abordagem por padrões uniformes, complementado com regulação por objetivos de qualidade ambiental, a outorga só pode empregar regulação por objetivos de qualidade da água.

O processo de licenciamento ambiental de um empreendimento envolve a análise abrangente do empreendimento, análise esta consolidada inclusive através dos estudos de impacto ambiental exigidos no processo. Já a outorga deve se ater a uma análise mais concisa e direta acerca da disponibilidade hídrica para atendimento do uso solicitado e da eficiência deste uso, averiguando também se o uso pretendido ou existente deriva de uma atividade devidamente licenciada. Esta última verificação depende de integração

entre a gestão de recursos hídricos e a gestão ambiental, com compartilhamento de base de dados.

Os instrumentos de controle, basicamente monitoramento e fiscalização, são comuns às duas políticas e devem ser planejados para atuar de forma integrada, evitando-se duplicidade de trabalho e de custos.

A aplicação de instrumentos econômicos tende a ser restrita a casos específicos na gestão ambiental, enquanto que, no sistema de gestão de recursos hídricos, tende ser um instrumento básico de gestão, tanto para dar sustentabilidade econômico-financeira ao sistema, como para induzir o uso racional do recurso hídrico. A cobrança é o instrumento econômico que melhor se adequa às particularidades da gestão de recursos hídricos e pode ser aplicada de forma generalizada a todos os usos. Em situações de racionamento pode ainda se empregar o instrumento de compensação financeira ou de leilões baseados na disposição a pagar do usuário para não ser racionado. Emprega-se ainda a compensação financeira em casos de áreas inundadas por construção de reservatórios ou por produção de energia.

Um fator de diferenciação entre a gestão ambiental, basicamente regulatória, e a gestão de recursos hídricos, é que esta última tende a ter um forte componente executivo, empregando para isso os planos de recursos hídricos, que, por sua vez, são financiados com recursos gerados pelos instrumentos econômicos aplicados. Nestes planos são previstas as intervenções estruturais – obras, instalação de equipamentos - e não estruturais – restrições de uso do solo, interações com as políticas econômica, agrícola, industrial, etc. - que permitirão alcançar os objetivos de qualidade ambiental numa bacia.

O último aspecto, que caracteriza, de forma marcante, a gestão de recursos hídricos, é que, atendendo aos princípios, enunciados no capítulo I, do Desenvolvimento Sustentável e da Conferência de Dublin, a aplicação dos instrumentos de gestão devem envolver amplas negociações, onde intervêm não só o poder público e os usuários, mas também a parcela da comunidade interessada.

Quadro 2.2: Instrumentos de Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos

	INTRUMENTOS DE GESTÃO	ABORDAGEM / CRITÉRIOS	NEGOCIAÇÃO/ INTERLOCUTORES
GESTÃO AMBIENTAL	Instrumento de Comando	<p>Licenciamento Baseado em Padrões uniformes de emissão (UES) Análise dos impactos ambientais no EIA/RIMA, envolvendo:</p> <ul style="list-style-type: none"> · Características do empreendimento · Objetivos de qualidade ambiental (EQO) do meio · Impactos econômicos e sociais 	Não ocorrem negociações
	Instrumentos de Controle	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Automonitoramento das fontes <input type="checkbox"/> Monitoramento do meio (medições, denúncias) <input type="checkbox"/> Fiscalização com base no licenciamento <input type="checkbox"/> Multas com base no licenciamento 	Pode ocorrer negociação entre usuário e o licenciador de termos de ajuste de conduta em caso de não cumprimento
	Instrumentos Econômicos	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Cobrança por uso de bens públicos e licenças comercializáveis: de aplicação restrita a zonas que esgotam capacidade de assimilação <input type="checkbox"/> Ecotaxas setoriais (turismo, por exemplo) ou sobre produtos <input type="checkbox"/> Sistema depósito-reembolso para resíduos de risco <input type="checkbox"/> Ajudas e incentivos financeiros 	Em geral fixados por lei, sem negociação caso a caso
	Outros instrumentos de gestão	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Selos ambientais / Rotulação de produtos <input type="checkbox"/> Instrumentos de responsabilização (Compensação por danos, bônus de desempenho de longo prazo, etc.) 	Em geral fixados por lei, sem negociação caso a caso

Quadro 2.2: Instrumentos de Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos

	INTRUMENTOS DE GESTÃO	ABORDAGEM / CRITÉRIOS	NEGOCIAÇÃO/ INTERLOCUTORES
GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	Instrumento de Comando	<p>Outorga Baseada em objetivos de qualidade da água (WQO) Análises:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Disponibilidade Hídrica x Uso solicitado 2. Eficiência do Uso 3. Uso solicitado x Licenciamento 	Negociação entre usuários, poder outorgante e sociedade civil, para fixação de WQO e entre outorgante e outorgado caso a solicitação não atenda às verificações 2 e 3
	Instrumentos de Controle	<input type="checkbox"/> Automonitoramento das fontes <input type="checkbox"/> Monitoramento do meio (medições, denúncias) <input type="checkbox"/> Fiscalização com base na outorga <input type="checkbox"/> Multas com base na outorga	Negociação entre usuário/licenciador de termos de ajuste de conduta em caso de não cumprimento
	Instrumentos Econômicos	<input type="checkbox"/> Cobrança pelo uso da água baseada em: <ul style="list-style-type: none"> • Análises custo-efetividade para atingir os objetivos de qualidade ambiental • Rateio de custos de investimento • Restrições derivadas do impacto sobre as atividades econômicas, políticas, etc. <input type="checkbox"/> Compensação por racionamento do uso quantitativo <ul style="list-style-type: none"> • Baseada em disposição a pagar (DDP) do usuário • Restrições de ordem social e política <input type="checkbox"/> Royalties e compensação financeira por uso da água ou por áreas inundadas	Negociações entre usuários, poder outorgante e sociedade civil para fixação de valores de cobrança e critérios de racionamento
	Instrumentos Executivos	<input type="checkbox"/> Planos de Investimento	Objetivos ambientais e econômico-financeiros fixados em negociação entre usuários, poder outorgante e sociedade civil

3. Usos da Água e Poluição

3.1 Os usos da água e seus impactos

Os diversos usos da água doce modificam temporal ou espacialmente a disponibilidade da água, tanto em termos de quantidade quanto em termos de qualidade, gerando impactos ambientais. Na tabela 3.1 apresenta-se uma primeira tentativa de relacionar aos principais usos de um corpo hídrico, os impactos positivos e negativos gerados, incluindo-se também os impactos sobre a disponibilidade hídrica.

A captação de água e a diluição de efluentes afetam diretamente a disponibilidade hídrica, gerando grandes impactos negativos, enquanto que outros usos - navegação, recreação, piscicultura, etc. - não alteram substancialmente a qualidade e a quantidade da água, mas são diretamente afetados pelos demais usos.

Mesmo usos considerados não consuntivos, como os reservatórios para geração de energia, por exemplo, apresentam impactos positivos e negativos. No caso dos grandes reservatórios, entre os impactos negativos, citam-se as modificações do ecossistema natural provocadas pelo alagamento de grandes áreas de terra. A submersão de áreas florestadas, como ocorre na Amazônia, por exemplo, leva ao aumento do consumo do oxigênio dissolvido, afetando a vida aquática, e nas camadas mais profundas do reservatório estabelece-se um processo de decomposição anaeróbica, que leva à produção de gás sulfídrico, tóxico e altamente corrosivo. Além desses efeitos, formam-se compostos de nitrogênio e fósforo que estimulam a proliferação de plantas aquáticas, que por sua vez morrem e se depositam, realimentando o processo. A construção de reservatórios ou obras hidráulicas de desvio modifica o regime de escoamento dos rios até a foz, podendo ocorrer aumento da intrusão salina e redução da carga de sólidos e nutrientes, modificando o ecossistema dos estuários e o transporte de sedimentos na costa e até a geografia costeira. Entre os impactos positivos associados à construção de reservatórios citam-se: a regularização de vazões, atenuando os efeitos das enchentes, e o uso recreacional de lagos artificiais. No caso de rios poluídos, o tempo de permanência da água nos reservatórios pode melhorar a qualidade da água.

Os diferentes sistemas de gestão de recursos hídricos, existentes ou em implantação, visam a ordenar os conflitos derivados dos múltiplos usos e reduzir as externalidades geradas, maximizando o valor da água como insumo no sistema produtivo e ambiental e reduzindo a degradação.

Tabela 3.1: Usos da água e efeitos sobre a disponibilidade hídrica			
USOS	EFEITOS SOBRE A DISPONIBILIDADE HÍDRICA	IMPACTOS	
		POSITIVOS	NEGATIVOS
Abastecimento urbano e industrial	<ul style="list-style-type: none"> - Redução da disponibilidade hídrica 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da conscientização e da pressão por preservação e recuperação da qualidade e da quantidade de água 	<ul style="list-style-type: none"> - Redução das vazões pode ter impactos sobre os ecossistemas - Impõe restrições aos demais usos com respeito à qualidade e quantidade da água
Diluição de efluentes urbanos e industriais	<ul style="list-style-type: none"> - Redução da disponibilidade hídrica - Poluição da água 	<ul style="list-style-type: none"> - Retorno ao corpo hídrico de parte substancial do volume captado (cerca de 80% para o uso urbano e mais de 90% para o uso industrial) 	<ul style="list-style-type: none"> - Impactos sobre os ecossistemas - Aumento dos custos de tratamento para o uso urbano e alguns usos industriais - Riscos ou impossibilidade de uso agrícola e piscicultura - Deterioração de estruturas hidráulicas - Doenças de veiculação hídrica - Riscos associados ou impossibilidade de uso recreacional ou estético
Uso agropecuário (irrigação e dessedentação de animais)	<ul style="list-style-type: none"> - Redução da disponibilidade hídrica - Poluição da água 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da conscientização e da pressão por preservação e recuperação da qualidade e da quantidade de água 	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição decorrente da erosão superficial e lavagem dos solos com aumento dos sólidos em suspensão, carga orgânica e nutrientes
Reservação (Geração de energia, abastecimento, uso recreativo)	<ul style="list-style-type: none"> - Alteração temporal da disponibilidade hídrica - Poluição ou melhoria da qualidade da água 	<ul style="list-style-type: none"> - Regularização de vazões possibilitando redução dos efeitos de enchentes e secas - Sedimentação de poluentes com melhoria da qualidade da água em função do tempo de permanência nos reservatórios 	<ul style="list-style-type: none"> - Modificações dos ecossistemas naturais provocadas pelo alagamento de grandes áreas de terra - Redução do aporte de sólidos e nutrientes para as áreas de jusante e estuarinas, levando a modificações do ecossistema e de transporte de sedimentos na área costeira e estuarina - Redução das velocidades com aumento do assoreamento do leito dos rios e reservatórios
Navegação	<ul style="list-style-type: none"> - Sem efeito 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da pressão por preservação e recuperação - Fomento ao turismo 	<ul style="list-style-type: none"> - Impõe limitações de nível mínimo que podem ser conflitivas com outros usos

Tabela 3.1: Usos da água e efeitos sobre a disponibilidade hídrica (continuação)

USOS	EFEITOS SOBRE A DISPONIBILIDADE HÍDRICA	IMPACTOS	
		POSITIVOS	NEGATIVOS
Piscicultura	<ul style="list-style-type: none"> - Alteração temporal da disponibilidade hídrica - Poluição da água 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da pressão por preservação e recuperação - Fomento ao turismo <p>Valorização de áreas marginais ou de influência das atividades turísticas e recreacionais</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição por nutrientes e antibióticos
Mineração	<ul style="list-style-type: none"> - Sem efeito no caso de mineração nas margens e no leito do corpo hídrico - Redução da disponibilidade no caso de captação e diluição de efluentes - Poluição da água superficial e subterrânea - Rebaixamento de lençol freático, podendo interferir com zonas de alimentação 	<ul style="list-style-type: none"> - Retorno ao corpo hídrico de parte substancial do volume captado 	<ul style="list-style-type: none"> - No leito e margens do corpo hídrico, para retirada de areia, argila e minérios (ouro, pedras preciosas, etc.), provoca o aumento dos sólidos em suspensão e também a degradação do próprio leito, acelerando processos de erosão e assoreamento - Poluição por metais pesados, como mercúrio e arsênico, por exemplo, e substâncias tóxicas
Uso recreacional e estético	<ul style="list-style-type: none"> - Sem efeito 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da pressão por preservação e recuperação - Fomento ao turismo - Valorização de áreas marginais ou de influência das atividades turísticas e recreacionais 	<ul style="list-style-type: none"> - Impõe restrições aos usos consuntivos e qualitativos (nível mínimo, qualidade da água) - Poluição e degradação de áreas marginais
Preservação de ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> - Sem efeito 	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da pressão por preservação e recuperação - Fomento ao turismo - Valorização de áreas de influência das atividades turísticas e recreacionais 	<ul style="list-style-type: none"> - Impõe restrições aos usos consuntivos e qualitativos (nível mínimo, qualidade da água), à reservação e eventualmente aos usos recreacionais

O uso do corpo hídrico ou do subsolo como receptor / diluidor de efluentes, de origem urbana ou industrial, tem como consequência a poluição da água alterando suas características físicas (cor, turbidez, odor, temperatura, densidade), químicas (matéria orgânica, oxigênio dissolvido, nutrientes, metais pesados, compostos orgânicos sintéticos) e biológicas (elementos patogênicos, eutrofização, toxicidade). A poluição do corpo hídrico impede ou onera o seu uso para outros fins, tais como: abastecimento humano e industrial, recreação, equilíbrio do ecossistema, agricultura, piscicultura, e também acelera a deterioração das estruturas e equipamentos hidráulicos.

Além dos usos diretos que implicam na poluição do corpo hídrico - diluição de efluentes domésticos e industriais - outras importantes fontes de poluição da água superficial e subterrânea e de danos aos corpos hídricos são os seguintes:

- **Disposição inadequada de resíduos sólidos:** a disposição dos resíduos urbanos ou industriais em lixões, áreas marginais ou aterros não protegidos leva à contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelo chorume percolado dos depósitos de lixo, ou pelo carreamento de substâncias poluentes existentes nos resíduos pela chuva. Além disso, ocorre o carreamento do próprio lixo e de outros resíduos indevidamente dispostos para o corpo hídrico. Além da poluição da água, os sólidos carreados se sedimentam nos corpos hídricos reduzindo o espelho d'água e agravando as enchentes;
- **Ocupação urbana:** a ocupação urbana das áreas marginais aos corpos hídricos reduz a seção de vazão e aceleram a erosão da bacia, devido à remoção da cobertura vegetal e aos movimentos de terra associados. Como consequência tem-se o agravamento das cheias, além do lançamento de esgotos e lixo diretamente nos corpos hídricos em áreas carentes de bons serviços públicos. Quando o corpo hídrico está margeado por vias de transporte, pode existir o risco de poluição acidental por cargas tóxicas transportadas;
- **Uso agrícola:** a agricultura é uma das principais fontes de poluição difusa, fertilizantes utilizados são carreados para o corpo hídrico pela lavagem dos solos da bacia ou percolados para o lençol subterrâneo, os nitratos e substâncias fitosanitárias de origem agrícola são fatores de contaminação de águas subterrâneas em vários países do mundo;
- **Poluição atmosférica:** os poluentes dispersos na atmosfera podem se constituir numa fonte de poluição difusa dos corpos hídricos, através da precipitação dos mesmos com a água de chuva e com a incorporação de ar nos fluxos turbulentos. Nos EUA, considera-se que a sedimentação de cerca de 15 poluentes atmosféricos – cádmio, chumbo, mercúrio, PCB's, nitrogênio, etc.- exercem importante pressão sobre os ecossistemas aquáticos de

grande superfície – Grandes lagos, lago Champlain, a baía de Chesapeake, etc. (OCDE, 1996);

Neste capítulo, serão apresentados e discutidos os principais indicadores de qualidade da água, as características dos efluentes das principais fontes de poluição hídrica: doméstico e industrial, os sistemas de tratamento destes efluentes, bem como os custos associados à redução das cargas poluentes.

3.2 Principais poluentes e efeitos sobre sistemas hídricos

Poluentes são definidos como “substâncias que ocorrem no meio ambiente, as quais, pelo menos em parte, são resultantes das atividades humanas, e que apresentam efeitos deletérios sobre o meio ambiente” (MORIARTY, 1990, in KIELY, 1998).

Os poluentes podem ser divididos em dois grandes grupos: poluentes que causam mudanças no meio e componentes tóxicos. No primeiro grupo, estão as substâncias que, em concentrações elevadas, não possuem efeitos diretos sobre organismos vivos, mas afetam a estabilidade do ecossistema presente ao causarem alterações no meio. Um exemplo disso é a superabundância de nutrientes - fósforo e nitrogênio - no meio hídrico, que provoca o aumento da produtividade primária – crescimento de algas e outros organismos - com sérios efeitos sobre o meio, como será visto adiante. No segundo grupo, estão as substâncias que afetam diretamente os organismos vivos, podendo apresentar efeitos carcinogênicos (causam câncer), mutagênicos (causam danos aos genes) ou teratogênicos (causam anormalidades em embriões). A toxicidade destes poluentes depende da sua concentração, da sua forma química e da sua persistência.

Outro aspecto a considerar é o efeito tóxico de uma mistura de componentes, já que dificilmente um poluente ocorre de forma isolada no meio. O efeito combinado de dois ou mais componentes é de difícil previsão, podendo este ser mais tóxico que o efeito de cada componente isoladamente. A tendência mundial é de se trabalhar com o conceito de toxicidade para organismos vivos em lugar de padrões baseados em parâmetros físico-químicos (ZIOLLI & JARDIM, in SPERLING, 1998).

É apresentada a seguir uma relação dos principais poluentes potencialmente presentes nos despejos industriais, domésticos e de origem difusa lançados nos corpos hídricos. Trata-se apenas de uma breve descrição destes poluentes e dos efeitos do lançamento dos mesmos nos corpos hídricos, ressaltando aspectos de interesse para o presente

estudo, tendo em vista que estes assuntos estão profundamente detalhados na literatura técnica disponível (KIELY, 1998, METCALF & EDDY, 1995, etc.).

MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica presente na água é oriunda principalmente dos efluentes domésticos e industriais lançados nos corpos hídricos. Quando solubilizada na coluna d'água consome o oxigênio dissolvido. Níveis de oxigênio dissolvido (OD) abaixo de 5 mg/l causam problemas à vida animal, sendo este um dos principais indicadores de qualidade da água de um corpo hídrico.

NUTRIENTES

Um dos principais nutrientes encontrados nos corpos hídricos são os compostos fosfatados. As principais fontes são os despejos domésticos e industriais – estão presentes nos detergentes e sabões em pó - e a “lavagem” (wash flow) ou excedente da irrigação de áreas agrícolas – estão presentes nos fertilizantes.

O fósforo, quando disponível na água em altas concentrações, é responsável pelo aparecimento de algas, cuja ocorrência em larga escala (“bloom”) constitui um dos principais problemas de comprometimento da qualidade da água nos corpos hídricos, principalmente nos reservatórios.

Outros nutrientes presentes nos despejos industriais são os compostos nitrogenados em suas principais formas: amônia, nitrogênio orgânico e nitratos, que, por serem nutrientes fundamentais, propiciam a proliferação excessiva de organismos nos sistemas aquáticos, levando ao desequilíbrio do mesmo. Os compostos nitrogenados podem ter efeitos tóxicos que comprometem a qualidade da água potável.

A remoção de nutrientes nos efluentes domésticos e industriais e o controle do uso na agricultura são necessários para controlar a eutrofização nas águas interiores e costeiras.

SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

Um dos principais parâmetros de avaliação do nível de poluição de um corpo hídrico é a concentração de sólidos em suspensão, sendo o despejo industrial uma das principais fontes de sólidos para os corpos d'água. Grandes concentrações de sólidos em suspensão reduzem a penetração dos raios solares indispensáveis à realização da fotossíntese, um dos processos de reposição do oxigênio na água. Além disso, a presença de sólidos em suspensão em elevadas concentrações onera os sistemas de tratamento da água para abastecimento urbano e industrial.

METAIS PESADOS

Os metais pesados são tidos como um dos mais relevantes problemas ambientais por serem elementos carcinogênicos e mutagênicos. Apresentam grave risco para a biota aquática, pela bio-acumulação, e para os seres humanos, uma vez que os sistemas de tratamento convencional de água apresentam baixa capacidade de remoção. As principais fontes de metais pesados são:

- Arsênico (As) - usado em pesticidas e herbicidas e na indústria de algodão e vidro;
- Cádmio (Cd) - usado na composição de pigmentos amarelos em indústrias de tintas ou baterias de níquel-cromo e em fertilizantes, é presente no minério de ferro e combustíveis fósseis;
- Cromo (Cr) - usado nos fertilizantes, indústria metalúrgica, de refratários, química, composição de pigmentos e gráfica; é um metal essencial, os seres vivos toleram 100 a 200 vezes mais que a concentração normal do organismo sem efeitos perigosos;
- Cobre (Cu) - usado em condutores elétricos, materiais de construção, adubos, fertilizantes e pigmentos; precipita-se na água e é acumulado por organismos de vários níveis tróficos;
- Mercúrio (Hg) - está presente nos combustíveis fósseis e no lixo, é usado na indústria de álcali, equipamentos elétricos, tintas, sistemas de medidas e controles, agricultura, odontologia; é o elemento mais tóxico para os seres vivos;
- Níquel (Ni) - usado na siderurgia, baterias de níquel-cádmio e componentes eletrônicos;
- Chumbo (Pb) - sua principal fonte é a descarga de automóveis, é usado na indústria de baterias, pigmentos e automobilística;
- Zinco (Zn) - mais abundante elemento traço no corpo humano, sua acumulação não é considerada perigosa, é usado na proteção contra corrosão, folhas de zinco, ligas de cobre, autopeças, máquinas de lavar e pneus.

FENÓIS

Os fenóis, substâncias orgânicas que contêm um radical hidroxila ligado a um núcleo benzênico, possuem odor característico e penetrante, podem ser encontrados nos efluentes das indústrias de plásticos, medicamentos e siderurgia.

MICROPOLUENTES ORGÂNICOS

Os micro-poluente orgânicos potencialmente mais perigosos são: PAH's (hidrocarbonetos poli-aromáticos), PCB's (bifenilas policlorinadas) e os pesticidas. Os micropoluentes orgânicos têm fontes exclusivamente antropogênicas, existindo, em todo o mundo, um esforço para impedir ou controlar o uso destas substâncias, devido ao seu potencial tóxico e sua baixa degradabilidade.

- PAH's - são substâncias que entram no meio ambiente em consequência de processos industriais, não são substâncias “fim”, sendo os mais conhecidos o Benzo(a)pireno e o Naftaleno; estão presentes nos processos de produção de alumínio, coque e na combustão não controlada de combustíveis fósseis; apresentam baixa solubilidade, ficam adsorvidos às partículas finas (94% nas partículas < 20µm); estão associados ao aparecimento de tumores em organismos de água doce e salgada, para humanos são carcinogênicos.
- PCB's - contaminante orgânico presente em lubrificantes, produtos não inflamáveis, fluidos de freios, instrumentos de medição, possui uma das suas principais aplicações em sistemas fechados - transformadores elétricos e condensadores para circuitos eletrônicos; apresenta degradação lenta, muita estabilidade, extrema capacidade de corrosão e baixa solubilidade; entra na cadeia alimentar, influencia a reprodução, é mutagênico e afeta o sistema imunológico.
- Pesticidas - usados como defensivos agrícolas, muitos têm fabricação proibida em várias partes do mundo, entre os mais comuns citam-se: Aldrin, Dieldrin, Endrin e DDT e derivados; o parâmetro padrão é o BCF (Fator de Bio-Concentração) que expressa a concentração de um pesticida encontrado num organismo vivo comparada com a concentração encontrada na água.

MICROORGANISMOS E ORGANISMOS PATOGÊNICOS

Os organismos patogênicos tais como: bactérias, vírus, protozoários e helmintos, chegam aos corpos hídricos pelo lançamento de efluentes sanitários e podem causar doenças gastro-intestinais. Em áreas com baixo grau de saneamento, estes organismos causam milhares de mortes anualmente (METCALF & EDDY, 1995). Dada à impossibilidade de detecção da grande variedade de organismos encontrados nos efluentes sanitários e a facilidade de medição dos coliformes (totais e fecais), estes são utilizados como principais indicadores de poluição por organismos patogênicos nos corpos hídricos.

3.3 Padrões de qualidade da água

Padrões de qualidade da água são valores limites admissíveis dos indicadores de qualidade selecionados, fixados em função dos usos fim do corpo hídrico: abastecimento urbano e industrial, recreação, preservação de mananciais, irrigação, etc., assim como, do tipo de tratamento que a água receberá antes de sua utilização. Os limites para a presença de determinadas substâncias de origem antrópica na água têm por objetivo a proteção da saúde pública e a proteção, ou mesmo recuperação, dos ecossistemas.

A qualidade da água dos corpos hídricos pode ser avaliada em função de indicadores físicos, químicos e biológicos ou ecotoxicológicos (KIELY, 1998).

Os indicadores físicos mensuram as características organolépticas da água: cor, odor, turbidez, temperatura e são mais aplicados à água destinada ao abastecimento, pré e pós-tratamento.

Os indicadores químicos e bioquímicos derivam de resultados de testes de medição da presença de elementos químicos e organismos patogênicos na água.

Os indicadores mais usados são: DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), OD (oxigênio dissolvido), SS (sólidos em suspensão), pH, coliformes e ainda medição de concentração de diversas substâncias (metais, cloretos, fluoretos, nutrientes, óleos e graxas, pesticidas, micropoluentes orgânicos, etc.).

A metodologia para determinação dos indicadores físicos e químicos encontra-se bem definida na literatura técnica e é de aplicação corrente. Os indicadores ecotoxicológicos são de aplicação mais recente, e visam à avaliação do efeito de poluentes presentes na água sobre organismos vivos e da sua respectiva toxicidade. Os testes ecotoxicológicos mais usados são os seguintes (KIELY, 1998):

- Métodos ecológicos: avalia-se a presença de espécies indicadoras classificadas de acordo com o grau de sensibilidade ou tolerância à poluição em amostras de cada compartimento do habitat aquático, água e sedimentos. A presença em maior ou menor grau de organismos sensíveis ou tolerantes fornece um indicador da sustentabilidade da vida aquática.
- Uso de organismos em ambientes controlados ou bioensaios: a análise é feita expondo-se certos organismos a diferentes concentrações de poluentes durante certos períodos de tempo, e avaliando-se a letalidade para estes organismos.
- Bio-acumulação: avaliação da presença de substâncias bio-acumuláveis tais como, metais pesados, organoclorinados, etc., nos tecidos de organismos existentes no meio.

- Métodos patológicos ou morfológicos: avaliação de crescimento ou deformações anormais de organismos existentes no meio.

3.4 Efluentes domésticos

3.4.1 Características dos efluentes domésticos e urbanos

Os efluentes urbanos que chegam às estações de tratamento, ou são lançados diretamente nos corpos hídricos, podem ser compostos apenas por efluentes domésticos ou por uma combinação destes com efluentes industriais e águas pluviais, apresentando uma grande variabilidade na concentração dos principais poluentes em função desta composição.

O lançamento de efluentes industriais nos sistemas urbanos pode acarretar problemas para o funcionamento das estações de tratamento. O efluente final pode ficar fora da faixa de concentração de carga orgânica e nutrientes para as quais as estações estão projetadas. Além disso, alguns efluentes industriais apresentam poluentes (metais, micropoluentes orgânicos, etc) os quais as estações não têm capacidade de tratar de maneira eficaz. Em ambos os casos, os efluentes industriais devem receber pré-tratamento ou tratamento completo antes de serem lançados no sistema público de coleta e tratamento. Os esgotos industriais podem ainda afetar a rede de coleta em função da grande agressividade e toxicidade dos poluentes presentes.

A presença de águas pluviais resulta num efluente final mais diluído, o que pode reduzir a eficiência do sistema de tratamento e também sobrecarregar o sistema em termos de vazão a ser tratada.

Os indicadores mais usados para caracterização dos esgotos urbanos são: DBO5, DQO, SS, Nitrogênio, Fósforo e Coliformes totais e fecais. A tabela 3.2 apresenta as faixas típicas de variação de alguns parâmetros no esgoto urbano. A concentração dependerá do nível de diluição, ou seja, do consumo doméstico de água. Alguns países como os EUA apresentam coeficiente de consumo per capita acima de 300 l/habitante.dia, enquanto na Europa este consumo está abaixo dos 200 l/habitante.dia (OCDE, 1999a). Nos esgotos urbanos, a DQO é tipicamente 150% da DBO5, mas isto depende da percentagem de efluente industrial presente.

Tabela 3.2: Concentrações características do esgoto urbano	
Parâmetro	Concentração (mg/l)
DBO ₅	150 - 400
Sólidos Suspensos Totais (TSS)	150 - 400
Fósforo Total (P _{tot})	5 - 15
Nitrogênio Total (N _{tot})	40 - 80
Fonte: KIELY (1998)	

Os efluentes domésticos, compostos basicamente por efluentes de origem sanitária, apresentam uma elevada carga de matéria orgânica, nutrientes, sedimentos e coliformes fecais. A tabela 3.3 apresenta valores médios de carga e concentração para os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos de caracterização dos esgotos domésticos, considerando-se vazão efluente por habitante de 225 l/dia. Este valor, denominado “dry weather flow (DWF)”, é usualmente adotado em projetos de estações de tratamento de efluentes na Europa.

Os coeficientes de poluição doméstica per capita, em termos de carga orgânica, adotados em dois estudos recentes de bacias brasileiras, são ligeiramente inferiores aos sugeridos por KIELY. Estes coeficientes, apresentados na tabela 3.4, tendem a ser mais adequados para a realidade brasileira, tendo em vista que “*as cargas de poluição doméstica tendem a crescer com o nível de renda, devido ao uso crescente de detergentes e à maior produção de resíduos resultantes de hábitos culinários*” (COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA, 1993). No estudo os coeficientes adotados se referiam à população de renda média a baixa.

Tabela 3.3: Características dos efluentes domésticos			
Tipo de parâmetro	Parâmetro	Carga total (kg/hab.dia)	Concentração * (mg/l)
Físicos	Sólidos Suspensos	0.07	300
	Sólidos Dissolvidos	0.10	440
Químicos	DBO ₅	0.06	250
	DQO	0.11	500
	TOC (Carbono orgânico total)		160
	N _{total}	0.01	40
	N _{orgânico}		15
	Amônia (NH ₄ -N)		25
	Nitritos		0
	Nitratos		0
	P _{total}	0.002	9
	P _{orgânico}		4
	P _{inorgânico}		6
	Alcalinidade		100
Microbiológicos	Coliformes Totais		0,1 – 1 (10 ⁹ NMP/L)
	Coliformes Fecais		1 – 10 (10 ⁹ NMP/L)
* adotando-se uma vazão efluente de 225 l/h/dia			
Fonte: KIELY (1998)			

Tabela 3.4 : Coeficientes de poluição doméstica adotados no Brasil				
Parâmetro	unidade	BACIA DO RIO DOCE		BACIAS DO ARRUDAS E ONÇA
		ÁREA URBANA	ÁREA RURAL	
DBO ₅	kg/hab.dia	0,045	0,030	0,04
DQO	kg/hab.dia	0,080	0,050	-
TSS	kg/hab.dia	0,026	0,026	-
Coliformes Fecais (NMP)	N/hab.dia	15,8 x 10 ⁹	15,8 x 10 ⁹	-
P _{total}	kg /hab.dia	0,003	0,002	0,002
N _{Total}	kg/hab.dia	0,010	0,007	0,007
Vazão	l/hab.dia	-	-	173
Fontes: COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA / PROJETO RIO-DOCE (1993) e PROSAM (1997)				

3.4.2 Padrões mínimos para efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos urbanos

Os principais objetivos do tratamento de esgotos urbanos visam à redução de:

- DBO₅;
- Sólidos suspensos;
- Nutrientes (N e P);
- Coliformes fecais.

Além desses parâmetros, outros objetivos podem ser estabelecidos em função da sensibilidade e dos usos pretendidos para os corpos hídricos receptores.

As tabelas 3.5 e 3.6 apresentam os padrões mínimos exigidos para os efluentes de ETE's urbanas adotados na Europa e EUA. Na União Européia é exigido o tratamento biológico de todos os efluentes, os quais devem atender aos limites fixados para DBO₅, DQO e SS, admitindo-se, entretanto, a aplicação de tratamento primário em zonas consideradas como menos sensíveis. Nas zonas sensíveis, aquelas sujeitas a eutrofização, deverão ser observados os limites de emissão de fósforo e nitrogênio. Em alguns casos, o chamado "padrão 10/10" (mg/l) para DBO e sólidos em suspensão, tem sido adotado. Para alcançar tais padrões, são requeridos sistemas de tratamento mais avançados ou aumento substancial dos tempos de detenção.

Além de padrões de DBO e TSS mais restritivos, existe uma tendência a controlar também a carga de nutrientes, para controle dos problemas de eutrofização em áreas mais sensíveis. A remoção de nutrientes pode ser alcançada com tratamento químico associado ao tratamento biológico ou por tratamento biológico somente.

Tabela 3.5 : Padrões mínimos para efluentes de ETE's urbanas – EUA		
Parâmetro	Média de 7 dias	
	Tratamento Secundário	Lagoas de estabilização e filtros de fluxo lento
DBO ₅ (mg/l)	40 – 45	60 – 65
SS (mg/l)	45	65
pH	6 – 9	6 – 9
Toxicidade Total	Específico por local	Específico por local
Coliformes fecais (NMP/100ml)	400	400
Fonte: KIELY (1998)		

Tabela 3.6: Padrões de emissão para ETE's urbanas – União Européia										
ETE (PE)	DQO		DBO		SS		Ntot		Ptot	
	mg/l	% ⁽¹⁾	mg/l	% ⁽¹⁾	mg/l	% ⁽¹⁾	mg/l	% ⁽¹⁾	mg/l	% ⁽¹⁾
<2.000	Valores obtidos por tratamento adequado									
2.001-10.000	125	75	25	70-90	35	90				
10.001-100.000	125	75	25	70-90	35	90	15	70-80	2	80
>100.000	125	75	25	70-90	35	90	10	70-80	1	80
(1) % de redução da carga bruta (2) PE: população equivalente, definida como contribuição de 0,06 kg DBO por pessoa por dia (3) Aplicável apenas para descargas em corpos hídricos sujeitos a eutrofização Fonte: VELTWISCH (1997) e Diretriz 91/271/EEC										

A Alemanha, que, na parte ocidental, apresenta atualmente cerca de 81% do esgoto tratado a nível secundário, adota padrões baseados na melhor tecnologia disponível (BAT), ainda mais restritivos que os exigidos na diretiva européia. A tabela 3.7 apresenta os padrões em vigor desde 1992, fixados em função do tamanho da comunidade servida pela estação de tratamento. A mesma tabela mostra também os padrões exigidos em 1979, para ETE's servindo a população superior a 100.000 habitantes, o que dá uma idéia do nível crescente de exigências com respeito ao tratamento de efluentes.

Tabela 3.7: Padrões de emissão para ETE's urbanas - Alemanha						
ETE's	População Equiv.	DQO mg/l	DBO mg/l	NH4-N mg/l	Ntot mg/l	Ptot mg/l
Classe 1 (< 60kg/d DBO bruto)	<1.000	150	40			
Classe 2 (60 - 300kg/d DBO bruto)	>1.000-5.000	110	25			
Classe 3 (>300-600kg/d DBO bruto)	>5.000-10.000	90	20	10		
Classe 4 (>600-6000kg/d DBO bruto)	>10.000-100.000	90	20	10	18	2
Classe 5 (> 6000kg/d DBO bruto)	>100.000	75	15	10	18	1
Padrões exigidos para ETE's em 1979	>100.000	200	45	n.e.	n.e.	n.e.
n.e.: não exigido Fonte: VELTWISCH (1997)						

3.4.3 Sistemas de Tratamento de Esgotos Urbanos

As etapas típicas de tratamento de esgoto urbano são apresentadas na tabela 3.8. Qualquer que seja o sistema de tratamento do efluente empregado, este deveria prever também as etapas de estabilização, secagem e disposição adequada e segura do lodo resultante do tratamento. Como comentado anteriormente, a ausência desta etapa resulta numa transferência de carga poluente do efluente para o solo e o próprio meio hídrico, fato este frequentemente encontrado nas estações de tratamento de efluentes brasileiras.

Tabela 3.8: Etapas de tratamento de esgoto urbano	
Tipo de tratamento	Etapas
Pré-tratamento físico	<ul style="list-style-type: none">• Equalização• Gradeamento grosseiro• Gradeamento fino• Desarenador
Tratamento primário	<ul style="list-style-type: none">• Sedimentação
Tratamento secundário	<ul style="list-style-type: none">• Tratamento biológico• Lodo ativado• ou filtração lenta• ou RBC• Clareamento secundário
Remoção de nutrientes	<ul style="list-style-type: none">• Biológico (N)• Químico (P)• Biológico (P)
Tratamento terciário	<ul style="list-style-type: none">• Filtros de areia
Tratamento e disposição da lama	
Fonte: KIELY (1998)	

3.4.3.1 TRATAMENTO MECÂNICO

O tratamento mecânico, que inclui o pré-tratamento físico e o primário, prepara o efluente para ser tratado num processo de tratamento secundário convencional e tem por objetivo remover partículas de vários tamanhos e composição tais como: sólidos flutuantes, areia, espuma, sólidos suspensos e matéria orgânica. O sistema de tratamento mecânico, quando bem operado, pode apresentar taxas de remoção de 50 a 70% dos sedimentos e de 25 a 40% de DBO5 (KIELY, 1998). De acordo com a AWWA (1992, *in* KIELY, 1998), “os recursos

investidos em tratamento mecânico apresentam, geralmente, melhor retorno em termos de custo por quilo de poluentes removidos”.

3.4.3.2 TRATAMENTO QUÍMICO

O tratamento químico usado de forma combinada com outros sistemas de tratamento, objetiva aumentar a eficiência de remoção de sólidos suspensos, DBO, DQO e fósforo. Ele consiste na adição de um agente precipitante ao efluente formando um precipitado composto por sólidos suspensos, matéria coloidal, compostos de fósforo e hidróxidos metálicos.

O tratamento químico varia em função da etapa do tratamento em que é aplicado. Os métodos mais usados são os seguintes : (SOMLYÓY & SHANAHAN, 1998):

- Melhoramento químico do tratamento primário (CEPT – Chemically enhanced primary (mechanical) treatment)
- Tratamento primário por precipitação química (PC- primary (or direct) precipitation chemical treatment)

O primeiro tipo de tratamento químico tem por objetivo aumentar a capacidade ou a taxa de remoção de matéria orgânica em plantas de tratamento mecânico existentes e caracteriza-se por uma aplicação de baixa dosagem de precipitante (50 mg FeCl_3/l). Se comparado ao tratamento mecânico convencional, este tipo de tratamento em condições normais aumenta a remoção na seguinte proporção:

- TSS de 60 para 80%,
- DBO_5 de 30 para 50-60%, e
- P_{total} de 15 para 60-80%.

O segundo tipo tem por objetivo principal aumentar a redução de fósforo e se caracteriza pela aplicação de dosagens mais altas de precipitante (150 a 250 mg FeCl_3/l ou 100 a 200 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{l}$). As reduções alcançadas neste tipo de tratamento são:

- 90% TSS,
- 70% DBO_5 , e;
- 90% P_{total} .

As altas dosagens de produtos químicos requeridas podem implicar num custo de operação e manutenção considerável para este tipo de tratamento. Adicionalmente, a produção de

grandes quantidades de lodo com alta concentração de matéria orgânica, a qual requer estabilização, também implica em aumento dos custos do processo.

3.4.3.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

O principal objetivo do tratamento secundário ou biológico é a biodegradação da matéria orgânica em produtos não poluentes tais como H₂O, CO₂ e biomassa, resultando numa drástica redução de DBO₅ e em menor escala, de sólidos suspensos.

O tratamento biológico pode ser feito por duas diferentes tecnologias: lodo ativado ou biofilme. Ambas empregam o mesmo processo microbiológico, ou seja, em ambas tecnologias o reator provê o oxigênio necessário à oxidação da matéria orgânica. Caso o esgoto bruto apresente metais pesados, estes serão adsorvidos na biomassa resultando numa lama contaminada por metais (KIELY, 1998).

3.4.3.4 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

O objetivo do processo de nitrificação / denitrificação é estabilizar o nitrogênio orgânico e a amônia primeiramente em nitrato e depois em gás (N₂). O nitrogênio é encontrado nos efluentes urbanos principalmente na forma de nitrogênio orgânico e amônia (NH₄-N). As duas substâncias são prejudiciais ao meio aquático por apresentar demanda de oxigênio, e a amônia é tóxica para peixes. O processo de nitrificação transforma, através de processo biológico, nitrogênio orgânico, amônia e nitritos em nitrato. Mas o nitrato é responsável por crescimento de algas e está ainda associado a uma doença infantil chamada metanoglobinemia (KIELY, 1998). Em função disto, em áreas mais sensíveis, as autoridades vem requerendo a denitrificação, que também pode ser alcançada por processo biológico.

O fósforo é encontrado nos efluentes urbanos em forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico, e pode causar problemas de eutrofização em lagos, reservatórios e águas com baixa velocidade. A remoção do fósforo pode ser feita por processo químico ou biológico, sendo este último o que apresenta menor impacto ambiental posterior. O esgoto bruto apresenta uma concentração de fósforo em torno de 10 mg/l, e os padrões para áreas sensíveis fixam o nível no efluente em 1 mg/l. O tratamento primário remove cerca de 10% do fósforo enquanto que o tratamento secundário convencional elimina cerca de 20%. Até algum tempo atrás, a remoção adicional só era alcançada por precipitação através da adição de cálcio, alumínio ou ferro. Neste processo, faz-se necessário a adição de 25 mg ferro/l de efluente. O processo biológico, aplicável em efluentes sem a presença de nitratos, permite um nível de redução de 70 a 80%, atingindo uma concentração no efluente de 2 a 3 mg/l. A

remoção adicional é alcançada por precipitação, mas com a adição apenas de 3 a 6 mg de ferro/l de efluente, o que gera menor impacto no meio receptor.

3.4.3.5 PROCESSOS DE TRATAMENTO AVANÇADOS

Os lançamentos de efluentes em áreas muito sensíveis podem estar sujeitos a padrões mais restritivos e exigir sistemas de tratamento ainda mais eficientes que o tratamento secundário e a remoção de nutrientes. Estes processos envolvem o “polimento de efluentes”, o que elimina ainda mais o DBO₅, SS e tóxicos tais como metais pesados. Os processos mais usados são os seguintes:

- Filtração em meio granular;
- Adsorção com carvão ativado;
- Tratamento químico;
- Extração de ar; e
- Cloração.

Os níveis de redução de carga poluente que podem ser alcançados por alguns destes processos combinados com os processos convencionais são apresentados na tabela 3.9.

Tabela 3.9: Concentrações nos efluentes para diferentes processos de tratamento						
Processo de tratamento	Concentração média por parâmetro					
	SS	DBO₅	TKN	NH₃-N	PO₄-P	Turbidez
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	NTU
Lodo ativado	20	30	15 - 35	15 – 25	4 - 10	5 - 15
Lodo ativado + filtração	4 - 6	< 5 -10	15 - 35	15 – 25	4 - 10	0.3 - 5
Lodo ativado + filtração + adsorção com carvão	< 3	< 1	15 - 30	15 – 25	4 - 10	0.3 - 3
Lodo ativado: nitrificação-denitrificação + filtração	< 5 -10	< 5 -10	3 - 5	1 – 2	< 1	0.3 - 3
Bio N-bio P lodo ativado + filtração	< 10	< 5	< 5	< 2	< 1	0.3 - 3

Fonte: METCALF & EDDY (1995)

3.4.3.6 DESINFECÇÃO DE EFLUENTES URBANOS

A desinfecção de efluentes urbanos tem por objetivo reduzir a carga de organismos patogênicos que podem afetar a saúde. O tratamento secundário já permite alcançar um nível bastante alto de redução de coliformes fecais, cerca de 95% de remoção. Mas o lançamento de efluentes de ETE's em corpos d'água onde, entre os usos previstos, estão: a recreação de contato primário (natação, mergulho, etc.), a criação de peixes, ou abastecimento sem tratamento convencional, pode tornar necessário um nível mais alto de desinfecção.

A tabela 3.10 apresenta, para cada tipo de tratamento, os níveis de eficiência de remoção de DBO e coliformes, este último relativo à desinfecção com uso de células fotoelétricas, segundo estudo realizado para a bacia do rio Paraíba do Sul (SERLA/COPPE /MPO / PNUD, 1998). Enquanto o tratamento mecânico remove apenas cerca de 50% dos coliformes, o tratamento secundário promove remoção de cerca de 95%. Neste aspecto, o tratamento de esgotos em lagoas de estabilização promove a remoção quase total dos coliformes, praticamente não justificando a aplicação posterior de desinfecção. Da mesma forma, a desinfecção após tratamento biológico só se justifica se o lançamento for feito em corpos hídricos onde a recreação de contato primário for um uso corrente importante ou não existir de fato o uso para abastecimento sem tratamento prévio, devido ao alto nível de remoção alcançado.

Tabela 3.10: Eficiência de Remoção de DBO e Coliformes		
Projeto Paraíba do Sul		
Tipo de Tratamento	Eficiência	
	DBO	Coliformes
Tratamento mecânico	40%	50%
Tratamento Biológico	80%	95%
Lagoa de Estabilização	90%	99,5%
Desinfecção (após Biológico)	-	~100 %
Desinfecção (após Lagoa)	-	~100 %
Fonte: SERLA/COPPE /MPO / PNUD (1998)		

Este procedimento é muito usado nos EUA e em menor escala na França, mas é pouco usado nos demais países europeus. O uso do corpo hídrico para abastecimento sem tratamento é uma possibilidade muito rara nos países mais desenvolvidos, já que o tratamento de água para abastecimento é previsto em todas as legislações.

O processo de descontaminação mais comum é a cloração, mas pode-se ainda usar ozônio, dióxido de cloro e radiação ultravioleta. Em geral, a desinfecção deve ser precedida de um tratamento de esgotos mais avançados que permitam alcançar níveis mais elevados de redução de DBO₅ e SS, já que a presença de matéria orgânica reduz a eficiência da desinfecção e substâncias nocivas à saúde podem ser geradas. Além da matéria orgânica, outros fatores que reduzem a eficiência do desinfetante são: turbidez, organismos resistentes (Giardia), presença de ferro e magnésio e de compostos oxidáveis. Com níveis elevados de carga orgânica, o desinfetante terá que primeiramente agir como oxidante necessitando dosagens elevadas. Tipicamente, as dosagens de cloro para desinfecção de efluentes são dez vezes maiores que aquelas necessárias para tratamento de água potável (KIELY, 1998).

Os sistemas de desinfecção apresentam vantagens e desvantagens para o meio ambiente aquático e animais. Apesar de ser o cloro o desinfetante mais largamente usado em todo o mundo, devem-se sempre considerar outras opções de desinfecção tendo em vista a possível formação na cloração de substâncias carcinogênicas ou mutagênicas tais como: trihalogêneos metanos (THMs), fenóis clorinados, metanos, etanos e etenos halogenados, hidrocarbonos aromáticos polinucleares halogenados e aldeídos clorinados, resultantes da reação do cloro com a matéria orgânica presente na água.

Outro processo de desinfecção é o uso de células fotoelétricas. Este processo, sem os efeitos adversos da cloração, apresenta eficiência de desinfecção de quase 100%.

3.4.4 Custos de tratamento de esgotos urbanos

Na composição dos custos de tratamento dos esgotos urbanos, consideram-se os custos de implantação e manutenção da rede e dos sistemas de tratamento.

A previsão de custos-índice para a rede de coleta é muito difícil porque este custo depende fortemente das especificidades locais tais como: topografia, concentração urbana e extensão da rede, fatores estes que impedem uma generalização.

Já os custos de implantação e manutenção de estações de tratamento e, por consequência, os custos de redução da carga poluente, apesar de também apresentarem variações em função de condições específicas locais, podem ser estabelecidos de forma preliminar com base em

custos índice por tipo de tratamento e por tipo de efluente, desde que sejam consideradas adequadamente as possíveis imprecisões dos resultados.

A tabela 3.11 apresenta os custos unitários de tratamento de efluentes urbanos derivados de um extenso estudo sobre sistemas de tratamento de esgotos para a Europa do Leste e Central, elaborado pelo Banco Mundial (SOMLYÓDY & SHANAHAM, 1998). Os custos foram determinados por metro cúbico de esgoto tratado, considerando-se uma vida útil de 20 anos para os sistemas de tratamento e taxa de juros de 12% ao ano. Os custos incluem ainda o tratamento e disposição da lama. Segundo os autores, os custos podem ser 10 a 15% menores para uma vazão de projeto de 250 l/hab.dia, que corresponde ao valor médio adotado nos sistemas de tratamento brasileiros, por exemplo.

Tabela 3.11: Custos unitários anualizados tratamento de esgotos urbanos							
Características de projeto: 100.000 PE ¹ ; q=400l/hab.dia ² ; DBO ₅ =SS=250 mg/l; P _{tot} =12 mg/l; N _{tot} =48 mg/l (efluente bruto)							
Combinação de processos	DBO ₅ % ⁴ (mg/l) ⁵	SS % ⁴ (mg/l) ⁵	P _{tot} % ⁴ (mg/l) ⁵	N _{tot} % ⁴ (mg/l) ⁵	Custo (US\$/m ³) ³		
					Invest ¹⁰	O&M	Total
Tratamento primário P	30 (175)	60 (100)	15 (10)	15 (40)	0,120	0,064	0,184
Tratamento primário melhorado quimicamente (baixa dosagem) CEPT	55 (113)	80 (50)	75 (3)	25 (34)	0,131	0,103	0,234
Precipitação primária (alta dosagem) PC	70 (75)	90 (25)	90 (1,2)	30 (34)	0,160	0,122	0,282
Tratamento primário e lodo ativado (baixa carga), ASP B	90 (25)	90 (25)	30 (8,4)	30 (34)	0,220	0,106	0,326
CEPT+B (ASP) BC1	90 (25)	90 (25)	90 (12)	35 (31)	0,205	0,143	0,348
PC+B (ASP) BC2	95 (12)	95 (12)	95 (0,6)	35 (31)	0,230	0,165	0,395
CEPT+B+denitrificação parcial BC1DN	95 (12)	90 (25)	90 (1,2)	60 (19)	0,256	0,168	0,424
PC+B+denitrificação parcial BC2DN	95 (12)	95 (12)	95 (0,6)	60 (19)	0,281	0,2	0,481
PC+B+denitrificação BCDN	97 (7)	95 (12)	95 (0,6)	85 (7)	0,316	0,21	0,526

1. PE = População Equivalente
2. q=vazão de projeto do sistema; os custos podem ser 10 a 15% menores para uma vazão de projeto de 250 l/hab.dia
3. Custos anualizados considerando vida útil = 20 anos e taxa de juros = 12% a.a
4. Porcentagem de remoção da carga bruta
5. Concentração no efluente tratado
Fonte: Municipal wastewater treatment in Central and Eastern Europe, SOMLYÓDY & SHANAHAM (1998)

Além da análise de custos de tratamento em termos absolutos, é também importante avaliar os custos relativos dos diferentes tratamentos e dos poluentes removidos. Esta análise é usualmente feita em termos de custo por massa de poluente removido, também chamada análise custo-efetiva. A principal dificuldade em proceder a uma análise custo-efetiva dos diferentes tratamentos é que cada tratamento remove vários poluentes ao mesmo tempo e com diferentes níveis de remoção. No estudo feito por SOMLYÓDY & SHANAHAM (1998) o problema foi contornado arbitrando-se pesos aos diferentes poluentes removidos: DBO, N e P, para cada sistema de tratamento, em função da eficiência de remoção apresentada. Esta metodologia é muito arbitrária e introduz distorções consideráveis na determinação dos custos marginais de remoção. Na tabela 3.12 são apresentados os custos de remoção determinados, aplicando-se a hipótese de que a cada mudança de estágio de tratamento, os custos marginais incorridos são computados como custos de remoção do poluente que apresenta maior variação no nível de remoção, obedecendo a seguinte ordem lógica:

→ DE	→ PARA	• OBJETIVO
→ Sem tratamento	→ Tratamento mecânico	• Redução de DBO
→ Tratamento mecânico	→ Tratamento primário melhorado quimicamente com baixa ou alta dosagem	• Redução de Fósforo
→ Tratamento mecânico	→ Tratamento biológico	• Redução de DBO
→ Tratamento biológico	→ Tratamento biológico assistido quimicamente	• Redução de Fósforo
→ Tratamento biológico assistido quimicamente	→ Tratamento biológico assistido quimicamente +denitrificação	• Redução de Nitrogênio

Tabela 3.12: Custos de remoção de poluentes para diferentes tecnologias de tratamento de esgotos												
Características da ETE: 100.000 P.E.; DBO5=SS=250 mg/l; P _{tot} =12 mg/l; N _{tot} =48 mg/l no esgoto bruto; q=400l/hab/dia												
Tecnologia	Remoção ⁴ Kg/m ³			Custos unitários de remoção de poluentes US\$/Kg % de remoção								
	DBO5	P _{tot}	N _{tot}	DBO			P			N		
				Invest	O&M	Total	Invest	O&M	Total	Invest.	O&M	Total
P	0,075			1,60 30%	0,85 30%	2,45 30%						
CEPT ¹		0,007					1,57 75%	5,57 75%	7,14 75%			
PC ¹		0,0088					4,55 90%	6,59 90%	11,14 90%			
B ¹	0,15			0,67 90%	0,28 90%	0,95 90%						
BC2 ²		0,0078					1,28 95%	7,56 95%	8,85 95%			
BCDN ³			0,024							3,58 85%	1,88 85%	5,46 85%

Notas:
1. remoção e custos marginais em relação ao tratamento mecânico
2. remoção e custos marginais em relação ao tratamento biológico
3. remoção e custos marginais em relação ao tratamento biológico melhorado quimicamente
4. Kg de poluente removido em cada m³ tratado
Fonte: SOMLYÓDY & SHANAHAM (1998) (adaptado pela autora)

A análise custo-efetividade dos diferentes processos de tratamento mostra que, como já se observava na análise por valores absolutos, os custos marginais de remoção de carga orgânica são substancialmente menores no tratamento biológico. Isto vale tanto para os custos de investimento, como para os custos de operação e manutenção. Isto parece contradizer o afirmado pela AWWA (1992, *in* KIELY, 1998) de que o tratamento primário apresentaria melhor retorno de investimentos em termos de massa de poluente removido. Esta afirmação só seria verdadeira se fosse considerada a performance do tratamento mecânico para remoção de sólidos suspensos. Esta conclusão tem uma aplicação direta na gestão de recursos hídricos por bacias hidrográficas: em bacias com problemas críticos de carga orgânica pode ser mais interessante construir um número menor de estações com tratamento biológico, em lugar de espalhar um grande número de estações com tratamento mecânico, apenas, por toda a bacia. Isto contraria o raciocínio que tende a prevalecer entre os tomadores de decisão (governantes, políticos, etc.) que visa a “agradar” o maior número possível de eleitores.

Por outro lado, se, por exemplo, não houver problemas críticos de DBO ou OD no corpo hídrico e o fator limitante for fósforo, não seria necessário fazer inicialmente o tratamento biológico. A melhor opção seria implantar o tratamento mecânico assistido quimicamente, o qual apresenta custos de investimento substancialmente mais baixos que o biológico e custos de manutenção equivalentes, em termos marginais. Esta opção é muito atrativa, inclusive num cenário de recursos financeiros escassos, tendo em vista que os custos de investimento são relativamente baixos. Neste caso, os custos de O&M são elevados, mas poderão ser cobertos pela aplicação de tarifas adequadas.

Em qualquer dos cenários simulados, a remoção de nitrogênio em níveis mais elevados representa altos custos de investimento.

A análise acima mostra a importância de que a decisão sobre o tipo de tratamento, a ser dado aos efluentes lançados numa bacia, seja precedida de uma análise custo-efetividade devidamente cotejada com os objetivos de qualidade ambiental estabelecidos e com modelos de qualidade de água, de forma a maximizar o retorno, em termos ambientais, dos recursos investidos em tratamento.

3.5 Efluentes industriais

3.5.1 Características dos efluentes dos principais setores industriais

A poluição causada pelo lançamento de despejos industriais constitui-se em um dos mais graves fatores de contaminação dos sistemas aquáticos. Os efluentes industriais lançados podem apresentar matéria orgânica, nutrientes, sólidos em suspensão e poluentes tóxicos em determinadas concentrações que alteram o equilíbrio dos ecossistemas. Os contaminantes disponibilizados no meio aquático, ao entrarem nos diferentes elos da cadeia alimentar, causam diversos distúrbios nos organismos vivos, podendo levar até ao desaparecimento de espécies, sendo que, alguns poluentes, pela sua toxicidade, e pela sua não degradação e persistência no meio ambiente, são objeto de maior controle pelos órgãos ambientais.

Na tabela 3.13 são caracterizados os efluentes dos setores industriais potencialmente mais poluentes.

Uma extensa caracterização qualitativa e quantitativa das cargas poluentes geradas pelos diferentes processos industriais é fornecida, por exemplo, pelo sistema DSS-IPC (Decision Support System-Integrated Pollution Control) do Banco Mundial. Este sistema, resultante de pesquisas sobre efluentes industriais em vários países, possibilita a avaliação das cargas

poluentes potenciais de uma indústria em função da produção industrial e do processo produtivo adotado: tecnologia de base ou tecnologia de produção limpa.

Uma caracterização, razoavelmente detalhada, da poluição industrial em uma bacia brasileira, é fornecida pelo estudo feito, em 1996/97, nas bacias dos ribeirões Arrudas e Onças, na região metropolitana de Belo Horizonte, dentro do Programa de Saneamento Ambiental (PROSAM).

Neste estudo foi organizado um cadastro do parque industrial, composto de 3.125 indústrias, das quais 1.576 foram classificadas como tendencialmente poluentes. As indústrias foram classificadas em 24 diferentes categorias industriais com base na CNAE (Classificação Nacional de Atividades Econômicas). Foram visitadas 160 das indústrias classificadas como tendencialmente poluentes, tendo sido realizada uma pesquisa completa, incluindo medições de vazão de efluentes, coletas e análises laboratoriais de efluentes líquidos e resíduos sólidos.

Com base nos resultados dessa pesquisa, foi montado o modelo de estimativa de cargas poluentes apresentado na tabela 3.14. O modelo apresenta os seguintes dados, por tipologia industrial constante da pesquisa:

- Concentrações médias remanescentes de poluentes;
- Correlação entre número de funcionários e vazão efluente remanescente.

As concentrações de cada poluente no efluente foram estimadas a partir das médias geométricas dos valores encontradas para cada indústria de uma mesma tipologia. Para as curvas “vazão efluente *versus* de funcionários”, apresenta-se também os coeficientes de correlação das curvas ajustadas.

Segundo o próprio relatório do PROSAM, o emprego da variável “número de empregados” por tipologia industrial para estimativa de vazão efluente, é discutível. No caso da pesquisa apresentada os coeficientes de correlação (r^2) encontrados foram muito baixos em alguns casos. Outros modelos de estimativa existentes, como o DSS-IPC, procuram utilizar a variável produção industrial em lugar de número de empregados, sendo considerada uma metodologia mais confiável.

Apesar das imprecisões, os resultados apresentados podem ser considerados orientativos para avaliação do tipo e da magnitude das cargas poluentes de um parque industrial.

Tabela 3.13: Características dos efluentes de algumas tipologias industriais

TIPOLOGIA INDUSTRIAL	PRINCIPAIS POLUENTES	CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE
Indústrias de Acabamento de Metais (Galvanoplastia)	<ul style="list-style-type: none">• Metais: Cobre, Cromo, Zinco, Cádmio, Prata e Chumbo• Cianeto e Sulfato	<ul style="list-style-type: none">• Efluentes com grandes quantidades de metais dissolvidos• pH entre 2 e 6
Indústrias Metalúrgicas	<ul style="list-style-type: none">• fenóis, cianetos, sulfetos e metais pesados.	
Abatedouros e Indústrias de Processamento de Carnes	<ul style="list-style-type: none">• DBO, DQO, sólidos em suspensão, óleos e graxas, nitrogênio, cloreto e fosfato	<ul style="list-style-type: none">• Apresentam consumo elevado de água e grande volume de efluentes• As indústrias de processamento de carne apresentam efluentes com concentrações baixas em relação aos abatedouros.• pH entre 8 e 10
Indústrias Mecânica e Eletrônica	<ul style="list-style-type: none">• metais e pequenas quantidades de solventes• pequena carga orgânica	<ul style="list-style-type: none">• potencialmente muito tóxicos
Indústrias de Laticínios	<ul style="list-style-type: none">• elevadas concentrações de DBO, DQO, sólidos suspensos e óleos e graxas	
Indústrias de Bebidas	<ul style="list-style-type: none">• carga orgânica e sólidos em suspensão	<ul style="list-style-type: none">• grande volume de efluentes
Indústrias Têxteis	<ul style="list-style-type: none">• DBO, DQO, sólidos suspensos• cor• metais pesados, pesticidas, óleos e fosfatos	<ul style="list-style-type: none">• grande volume de efluentes e muito poluente
Indústrias de Minerais Não Metálicos	<ul style="list-style-type: none">• sólidos suspensos e metais dissolvidos• baixa concentração de DBO5	
Indústrias Químicas	<ul style="list-style-type: none">• DQO, DBO e sólidos suspensos• Amônia• aromáticos tais como benzol, fenol, clorobenzeno e anilinas	<ul style="list-style-type: none">• indústrias de produção muito diferentes entre si produzem efluentes muito diferenciados• mesmo as indústrias de pequeno porte apresentam alto potencial poluidor

Fonte: PROSAM (1997) e ECKENFELDER (2000) (adaptado pela autora)

Tabela 3.14: Modelo de estimativa de cargas poluentes remanescentes (Bacia dos Ribeirões Arrudas e Onças – PROSAM/MG)

Código Ativid *	Nº Indústrias Visitadas	DBO5	DQO	SS	Fenóis	Ptotal	Sulfat	Cn	Cd	Pb	Cu	Cr 6+	Hg	Ni	Zn	Vazão x No de empregados	r ²
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	y = vazão (m ³ /ano) x = no. de empregados	
10	3	517	895	871	0.51	5.0	50			0.07					0.40	$y = 8.9795x^{1.2039}$	0.998
11	41	163	358	107	0.01	0.7	66	0.16	0.02	0.13	0.44	0.82	0.04	0.56	2.13	$y = 106.41x^{0.8775}$	0.646
12	10	343	1371	204	0.02	0.4	80			1.29	0.85			0.57	1.31	$y = 0.0511x^2 - 14.268x + 3180.8$	0.983
13	9	130	201	94		0.2	10			0.29	0.87			0.20	1.65	$y = 0.0449x^2 - 5.7008x + 2922.7$	0.8395
14	1	20	30	10			10									$y = 27.144x + 1558.9$	
15																$y = 1.65x$	
16																$y = 9.6021x^{0.5409}$	0.6436
17	2	243	400	200		1.5	40			1.93	1.13	0.40		0.10	0.25	$y = 83.8x + 2.028$	
18	1	360	1080	200		1.2	40					1.80			0.13	$y = 14.878x + 93.346$	0.9995
19																$y = 20x - 20$	
20	8	782	3172	316	0.11	0.5	35			0.42	0.36			0.18	0.53	$y = 623.89\ln(x) - 1279.4$	0.7232
21	3	179	474	72	0.06	0.5	40									$y = 20.371x + 405.87$	0.8118
22	1	90	264	100			20								0.44	$y = 32x$	
23	5	164	777	168	0.08	0.6	173		0.05	0.24	0.06			0.08	0.53	$y = 2554.3\ln(x) - 5174.8$	0.9758
24	12	463	2101	288		1.6	41			0.12	0.20			0.08	0.28	$y = 9.7657x^{1.6342}$	0.5568
26	14	604	1413	583	0.02	5.8	13		0.01	0.19					0.21	$y = 92.06x + 4028.4$	0.6408
27	4	698	2453	100	0.02	1.2	25			0.40					2.20	$y = 922.3x^{0.7549}$	0.8473
29	5	272	949	38	1.30	3.6	10			0.13	0.20		0.01	0.10	0.96	$y = 37.923x^{0.3785}$	0.5738
30																$y = 13.305x^{0.4035}$	0.6012
31																$y = 12.226e^{0.0339x}$	0.876
33	1	495	1734	518		1.3	40									$y = 468.95x^{0.6054}$	
1117	9	113	258	42						0.11	0.30			0.13			
1182	21	100	221	111	0.004	0.5	80	0.10	0.05	0.13	0.58	1.07	0.04	0.74	2.32		
2434	11	375	1751	274		1.6	40			0.13	0.20			0.08	0.31		
5311	6	240	541	348		2.8	52			0.36	0.64			0.003	0.09	$y = 88.881x^{1.0104}$	0.8801
5576	1	664	1660	37		1.0	50								0.18	$y = 18.44x$	
5584	2	604	1660	50		0.7	50			0.09		0.31		0.12	0.44	$y = 36.625x - 424.23$	
MG**		60	90	60	0.2				0.1	0.1	0.5	0.5		1.0	5.0		

* Para determinadas atividades, cujo número de indústrias visitadas foi suficientemente elevado, foi possível elaborar uma média geométrica com código de atividade de 4 dígitos

** Padrões de lançamentos de efluentes para o Estado de Minas Gerais (SPERLING, 1998)

3.5.2 Padrões mínimos para efluentes industriais

No Brasil, o controle da poluição de origem industrial tem sido feito através da fixação de limites máximos de concentração (mg/l) por poluente presente no efluente. Os padrões são fixados de forma uniforme por poluente para todo o país (Resolução CONAMA 20, 18/06/86), sendo que algumas legislações estaduais são mais restritivas. Estes padrões devem ser respeitados por todas as tipologias industriais e por qualquer porte de indústria. No Anexo 1 são apresentados os padrões fixados pela CONAMA 20 e por algumas legislações estaduais apresentados por SPERLING (1998).

Outros países fixaram padrões derivados da aplicação das melhores tecnologias disponíveis (BAT- Best Available Technology), ou em tecnologias "aceitáveis que não incorram em custos excessivos", aplicáveis ao respectivo setor industrial e ao porte da unidade produtiva. Este é o caso, por exemplo, da Alemanha, cujos padrões de emissão são também apresentados no Anexo 1. Os padrões para cada poluente são diferenciados por setor industrial, e para alguns destes setores, são fixados em função da produção industrial e não em termos de concentração no efluente, o que reflete a tentativa de fixar padrões "ajustados" às características dos processos produtivos empregados.

A resolução CONAMA 20 não fixa padrões para DBO, DQO, nitrogênio e fósforo e as legislações estaduais, em geral, fixam uma porcentagem de redução da carga bruta.

Os estados padrões para DBO fixados pelos estados de Goiás, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, 60mg/l são mais altos que os fixados pelas normas alemãs, entre 10 e 40 mg/l.

Apenas o Rio Grande do Sul fixa padrões para nitrogênio e fósforo, 10,0 e 1,0 mg/l, respectivamente. Estes padrões são extremamente restritivos e de difícil atendimento.

Para metais, a comparação entre os padrões brasileiros e alemães mostra valores muito similares, nos casos em que os alemães estão expressos em termos de concentração. Os padrões alemães, em geral, são mais restritivos apenas para algumas tipologias industriais. Considerando-se que os padrões alemães são, em muitos casos, derivados da aplicação da melhor tecnologia disponível, pode-se considerar que os padrões brasileiros expressam também a exigência de aplicação de tecnologias semelhantes.

Outra análise comparativa entre as concentrações médias encontradas nos efluentes das indústrias da bacia dos Ribeirões Arrudas e Onças, apresentados na tabela 3.14, e os padrões para emissões de efluentes líquidos aplicáveis no Estado de Minas Gerais, mostra violações do padrão em quase 100% dos casos para DBO, DQO, Sólidos Suspensos e Chumbo. Deve-se registrar que o padrão de DQO fixado por Minas Gerais é extremamente

restritivo quando comparado aos padrões alemães, por exemplo. Registraram-se violações ainda para Cromo Hexavalente (atividades 11 e 18), Cobre (atividades 12, 13 e 17), fenóis (atividades 10 e 29). Estas violações evidenciam a ineficiência do sistema atual de controle de poluição.

3.5.3 Tratamento de efluentes industriais

Atualmente, existe uma tendência de minimização da carga poluente por processos integrados de controle (IPC) em lugar de apenas adotar um sistema de tratamento tipo “fim de linha”. Os processos integrados de controle buscam a redução da carga poluente nas diferentes etapas do processo produtivo, abrangendo desde o uso de matérias primas mais limpas, até a reciclagem de determinadas substâncias antes do descarte final do efluente. A abordagem tipo IPC visa não só à redução dos resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, mas também a redução do consumo energético, de água e matérias primas no processo produtivo, e também o tratamento de todos os subprodutos deste processo até o seu descarte final. Esta abordagem é fortemente recomendada pela Agência de proteção ambiental americana (EPA) e também pelas normas ambientais da Comunidade Européia.

Na abordagem integrada, o tratamento dos esgotos, por exemplo, não deve se limitar ao tratamento da fase líquida, mas também deve incluir o tratamento e disposição adequada da lama. Esta recomendação se contrapõe a uma tendência de se remover os poluentes presentes no esgoto ou nas emissões atmosféricas, por exemplo, mas descartando a lama ou os filtros das chaminés sem nenhum cuidado em vazadouros, transferindo-se assim parte da poluição hídrica ou atmosférica para poluição do solo.

A seleção do tipo de tratamento de efluentes industriais dependerá: (i) das características do efluente, tais como, tipos de poluentes presentes e carga, (ii) da qualidade requerida, (iii) dos custos e (iv) da disponibilidade de área para instalação do sistema de tratamento.

No caso de efluentes contendo carga orgânica, o tratamento é basicamente similar ao aplicado aos efluentes urbanos: tratamento primário ou mecânico para remoção de sólidos, óleos e graxas, tratamento secundário ou biológico para degradação da matéria orgânica, e eventualmente, tratamento terciário ou químico para remoção de nutrientes, sólidos suspensos ou coloidais.

O tratamento primário é requerido para preparar o efluente para o tratamento biológico. Nesta etapa são aplicados o gradeamento para remoção dos sólidos maiores, a equalização, é empregada para homogeneizar as características dos efluentes produzidos ao longo de um período de produção, a neutralização, permite equilibrar o pH através da mistura de

diferentes efluentes ou adição de ácido ou alcali, e se emprega ainda a flotação, sedimentação ou filtração, para remoção de óleos, graxas e sólidos suspensos. No tratamento secundário, faz-se a degradação da matéria orgânica através de processo biológico, o qual permite reduzir a DBO no efluente bruto de 50 a 1 000 mg/l ou mais, para valores abaixo de 15 mg/l. Os sólidos e microorganismos sedimentados formam a lama que é parcialmente reintroduzida no processo, sendo a lama excedente então tratada e adequadamente disposta.

O tratamento terciário, também denominado “polimento dos efluentes”, é empregado para remover poluentes específicos. Nesta etapa podem ser empregados os processos de: filtração para remoção de sólidos suspensos ou coloidais, adsorção por carbono ativado ou oxidação química para remoção de orgânicos, entre outros.

Os efluentes contendo metais pesados, poluentes orgânicos e pesticidas ou outras substâncias, as quais podem passar pelo tratamento primário e inibir o tratamento biológico, devem receber tratamento específico dentro da planta, até mesmo antes de serem misturados com efluentes provenientes de outras etapas/ processos de produção. Este procedimento que leva a um efluente com menor volume e maior concentração e é específico para o poluente em questão, tende a ser mais eficiente. A combinação de processos a serem empregados vai depender do tipo de poluentes presentes e do nível de remoção desejado.

A tabela 3.15 apresenta a concentração alcançável no efluente para vários metais pesados e a tecnologia empregada. A comparação entre os dados apresentados e os padrões de emissão aplicados no Brasil (Anexo 1) mostra que os limites impostos estão, pelo menos, uma ordem de grandeza acima das concentrações alcançáveis para as tecnologias apresentadas. Isto demonstra que, pelo menos para os processos industriais mais impactantes, pode-se obter maiores reduções da carga de metais.

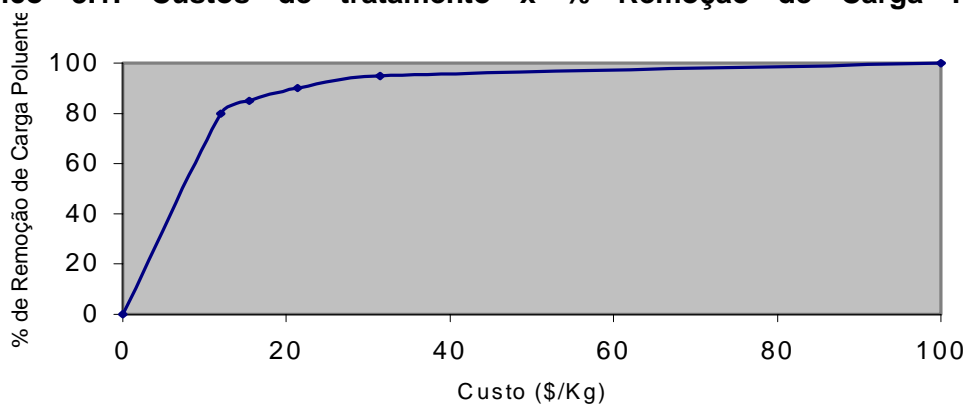
Tabela 3.15: Tecnologias de remoção de metais e concentrações alcançáveis		
Metal	Concentração no efluente alcançável	Tecnologia
As	0,05	Sulfito ppt com filtração
	0,06	Carbono Adsorção
	0,005	Hidróxido de Ferro Co-ppt
Ba	0,5	Sulfato ppt
Cd	0,05	Hidróxido ppt no pH 10-11
	0,05	Hidróxido de Ferro Co-ppt
	0,008	Sulfito ppt
Cu	0,02 – 0,07	Hidróxido ppt
	0,01 – 0,02	Sulfito ppt
Hg	0,01 – 0,02	Sulfito ppt
	0,001 – 0,01	Alumínio Co-ppt
	0,0005 – 0,005	Hidróxido de Ferro Co-ppt
	0,001 – 0,005	Troca Iônica
Ni	0,12	Hidróxido ppt
Se	0,05	Sulfito ppt
Zn	0,1	Hidróxido ppt no pH 11

Fonte: TALINLI (1994, *in* EKENFELDER (2000))

3.5.4 Eficiência e custos de remoção de poluentes na indústria

Os custos de remoção de carga poluente através de tratamentos do tipo fim de linha (“end-of-pipe”) em qualquer setor tendem a ser marginalmente crescentes, conforme esboçado no gráfico 3.1. Os custos marginais tendem a crescer de forma exponencial à medida que crescem os níveis de remoção. É de extremo interesse, para aplicação de políticas de controle de poluição, o conhecimento destes custos marginais, ainda que pese a extrema variabilidade resultante dos diferentes processos produtivos empregados e destes dependerem também do porte da unidade de produção/tratamento.

Gráfico 3.1: Custos de tratamento x % Remoção de Carga Poluente



Um estudo sobre custos de controle da poluição no Brasil, realizado por JANTZEN (1992) para o Banco Mundial, com base em dados de indústrias de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, mostra com muita clareza o crescimento dos custos marginais de remoção de poluentes em função do crescimento dos níveis de remoção. As tabelas 3.16 e 3.17 reproduzem os custos unitários anualizados de investimento, operação e manutenção, para DQO e metais. Os custos de investimento consideraram taxa de juros de 12% ao ano e período de depreciação de 25 anos para obras civis e 10 anos para equipamentos. Os custos operacionais consideraram também os custos de disposição dos lodos.

A remoção de até 80% da matéria orgânica pode custar entre US\$0,5 a US\$2 por quilo removido, mas, para se atingir nível de remoção de até 95%, os custos saltam para uma faixa de US\$2,5 a US\$4,7 por quilo de DQO removida. É interessante notar, que na indústria, assim como no tratamento de efluentes domésticos, o custo marginal de remoção de matéria orgânica no tratamento primário é maior que no tratamento biológico, e não poderia ser diferente já que os processos são basicamente os mesmos.

Nos processo de tratamento de metais apresentados, observa-se o mesmo crescimento dos custos marginais de remoção. Enquanto para níveis de remoção de até 80% , os custos estavam na faixa de US\$70 a US\$175 por quilo de metal removido, para se atingir nível de remoção de até 90% os custos passam para uma faixa de US\$ 340 a US\$700 por quilo.

Tabela 3.16: Custos de remoção de matéria Orgânica nos efluentes industriais			
<i>Tecnologia</i>	Nível de remoção	Custo unitário anualizado (US\$/Kg DQO)	
		Mínimo	Máximo
	%		
Tratamento mecânico	30	0.82	2.85
Lodos ativados	80	0.51	2.15
Filtro de carvão ativado	95	2.53	4.74
Tratamento anaeróbico bebidas (alta concentração)	90	0.06	0.24
Tratamento anaeróbico bebidas (baixa concentração)	80	0.32	0.67
Tratamento anaeróbico alimentos (alta concentração)	85	0.10	0.42
Tratamento anaeróbico alimentos (baixa concentração)	75	0.22	0.57
Tratamento anaeróbico farmacêutica	85	0.20	0.47
Tratamento anaeróbico química	65	0.14	0.47
Reciclagem de água - Têxtil/Papel	15	0.2	0.19
Ciclo fechado de água – Papel	85	0.12	0.63
Fonte: JANTZEN (1992)			

Tabela 3.17: Custos de remoção de metais pesados nos efluentes industriais			
Tecnologia	Nível de remoção	Custo unitário anualizado	
		(US\$/Kg Metal)	
	%	Mínimo	Máximo
Reciclagem simples (0.4 - 0.8 t/a)	50	34.7	122.3
Reciclagem expandida, após simples (0.4 - 0.8 t/a)	55	46.7	152.8
Spare bath (0.4 - 0.8 t/a)	60	66.9	167.9
DND - contínuo (0.4 - 0.8 t/a)	80	71.7	174.6
DND - batch, após contínuo (0.4 - 0.8 t/a)	90	338.7	698.5
Fonte: JANTZEN (1992)			

3.6 Comentários finais

O estudo apresentado neste capítulo tem por objetivo embasar análises que serão apresentadas nas próximas etapas do estudo, não tendo pretendido esgotar um assunto tão vasto como o que abarca os diversos usos da água e seus impactos sobre os sistemas hídricos.

A diluição de efluentes de origem doméstica ou industrial nos corpos hídricos, um dos usos da água aqui tratado, pode apresentar graves impactos sobre os ecossistemas, afetar a disponibilidade hídrica e pode representar aumento de custos para os demais usuários. Como visto, existem diversas alternativas de redução da carga poluente presente nestes efluentes, as quais apresentam diferentes níveis de custos e eficiência.

Do ponto de vista do usuário privado, a introdução da cobrança pelo uso da água numa bacia, convertida em cobrança por diluição de efluentes ou lançamento de carga poluente, influenciará a decisão deste usuário-poluidor sobre o nível de tratamento que aplicará sobre seus efluentes. Por sua vez, a fixação dos valores de cobrança poderá ser feita em função dos objetivos de qualidade da água, o denominado “enquadramento”, desejáveis para aquela bacia.

Do ponto de vista do gestor público ou de um comitê de bacia, responsável pelo planejamento dos investimentos a serem feitos principalmente em tratamento de efluentes domésticos, é importante proceder a uma análise comparativa entre os custos marginais de remoção de poluentes, tanto de investimento, como de operação e manutenção, e os objetivos de qualidade de água a alcançar, de forma maximizar o retorno dos investimentos em termos de melhoria da qualidade da água.

4. Sistemas de Gestão de Recursos Hídricos: Principais Experiências

4.1 Introdução

Serão analisadas neste capítulo as experiências de gestão de recursos hídricos em cinco países: EUA, a França, a Alemanha, a Inglaterra e o País de Gales e a Holanda. Tomados como representativos de diferentes sistemas de gestão, eles se diferenciam em função da aplicação, em maior ou menor intensidade dos instrumentos de comando e controle e ou de instrumentos econômicos, pelo nível de descentralização da gestão, e também pelo tipo de abordagem de controle da poluição das águas (padrões de emissão ou objetivos de qualidade ambiental).

A análise representa uma tentativa de avaliar os resultados atuais das diferentes políticas com respeito aos seus impactos ambientais relacionados à racionalização do uso da água e a redução da poluição, os custos associados à aplicação, avaliando-se também, onde couber, o desempenho de tais políticas em termos de efetividade, eficiência, praticabilidade e aceitabilidade dos seus instrumentos.

Os países analisados foram tomados como representativos das seguintes políticas de controle da poluição hídrica:

- EUA: Forte aplicação de instrumentos de comando e controle, gestão centralizada baseada em padrões uniformes de emissão;
- Alemanha: Forte aplicação de instrumentos de comando e controle associada à cobrança por lançamento de efluentes para fins de financiamento do sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão centralizada baseada em padrões uniformes de emissão, mas com relativa descentralização em organismos de bacia;
- França: Forte aplicação da cobrança pelo uso da água e por emissão de efluentes, para fins de financiamento sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão descentralizada em organismos de bacia baseada em objetivos de qualidade ambiental (EQO), mas respeitando padrões mínimos para emissão;
- Inglaterra e País de Gales: Aplicação da cobrança pelo uso da água com objetivo exclusivo de financiar o sistema de gestão, gestão centralizada baseada exclusivamente em objetivos de qualidade ambiental (EQO);

- Holanda: Forte aplicação da cobrança pelo uso da água e por emissão de efluentes com objetivos de financiar o sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão descentralizada em organismos de bacia baseada em objetivos de qualidade ambiental (EQO), mas respeitando padrões mínimos para emissão;

4.2 Um sistema de comando e controle: A Experiência Americana

O sistema de gestão e controle da poluição nos EUA é fortemente embasado em uma ampla gama de leis e regulamentos de proteção ambiental e em instituições federais e estaduais encarregadas de aplicar e controlar o seu cumprimento.

4.2.1 Entidades de gestão (OCDE, 1996)

Na década de 70, foi criada a EPA, Agência de Proteção Ambiental, que é a principal agência executiva para monitoramento e controle ambiental em nível federal, e está encarregada do licenciamento de atividades poluidoras. Além da EPA, o poder executivo conta ainda com uma série de organismos e conselhos envolvidos na gestão ambiental, tais como: a Administração Nacional dos Oceanos e Atmosfera (NOAA), o Corpo de Engenheiros do Exército, o Conselho sobre a Qualidade Ambiental, criado em 1970, o Conselho Presidencial para o Desenvolvimento Sustentável, criado em 1992, série de instituições distribuídas nos diferentes ministérios e departamentos. Os poderes legislativo e judiciário também possuem importantes responsabilidades neste tema.

A NOAA supervisiona programas relativos a gestão de zonas costeiras, pesquisa oceânica e atmosférica e previsões meteorológicas. O Corpo de Engenheiros do Exército é encarregado da prevenção de inundações, proteção costeira e projetos de usos múltiplos nas áreas de abastecimento de água, irrigação, energia hidrelétrica, proteção de ecossistemas e licenciamento de dragagem.

Da mesma forma, muitos estados criaram instituições encarregadas da aplicação das leis federais e das próprias legislações estaduais complementares. Muitos estados recebem, através de convênios com a EPA, o direito de fazer o licenciamento ambiental, sempre observando as delimitações federais. Alguns estados aplicam legislações ainda mais severas que a legislação federal, mas em outros foi estabelecido que as normas ambientais não podem ser mais restritivas que a norma federal.

As autoridades locais detêm a responsabilidade sobre os serviços de água potável, coleta e tratamento de esgotos e resíduos sólidos e o planejamento do uso do solo. Existem,

entretanto alguns planos metropolitanos que se sobrepõem ao poder de decisão municipal sobre o uso do solo.

Existem ainda agências de gestão de bacias hidrográficas e outras instituições públicas, como os distritos sanitários e distritos de drenagem, que exercem tarefas específicas no processo de gestão da água e do controle da poluição hídrica.

O sucesso, assim também como alguns problemas, do sistema de gestão ambiental americano é creditado, por alguns analistas, à real capacidade de intervenção dos cidadãos, que tem acesso garantido por lei ao sistema de informações ambientais e podem empreender ações civis contra qualquer entidade, inclusive governamentais, que considerem não estar respeitando a legislação ambiental. A imprevisibilidade dos resultados de ações deste tipo e a repercussão pública, com eventuais prejuízos à imagem das empresas, são muitas vezes mais eficazes que a própria legislação para modificar o comportamento dos poluidores.

4.2.2 Legislação de controle da poluição hídrica (OCDE, 1996 e KIELY, 1998)

A principal lei relativa ao controle da poluição hídrica nos EUA é a lei sobre qualidade da água de 1972, emendada em 1977, 1981 e 1987, que regulamenta as descargas de contaminantes nas águas. Os objetivos nacionais definidos por essa lei eram eliminar até 1985, as descargas contaminantes nas vias navegáveis, e alcançar os padrões de balneabilidade em todas as águas nacionais até 1º de julho de 1983. No marco desta lei está o Sistema Nacional de Eliminação de Despejos de Substâncias Contaminantes que fixa os padrões de qualidade para emissão de efluentes urbanos para efluentes urbanos e para 51 setores industriais, englobando um total de 126 substâncias contaminantes. As normas derivadas desta lei refletiam inicialmente a aplicação da “tecnologia mais prática” (BPT), mas diante da impossibilidade de alcançar os objetivos enunciados, a lei foi emendada passando a adotar padrões de emissão derivados da aplicação da melhor tecnologia disponível (BAT). A aplicação de novos padrões resultou numa redução em torno de 90% da carga poluente para o setor industrial. Para os efluentes urbanos houve uma redução em torno de 85% da carga poluente removível por tratamento secundário. Eventualmente são aplicadas normas ainda mais severas para atender à qualidade ambiental fixada para o corpo hídrico. Para substâncias não contempladas nas normas aplicam-se testes ecotoxicológicos para medir os efeitos tóxicos globais do efluente.

Existem muitas outras leis americanas que abordam o controle da poluição hídrica, tais como: lei sobre a qualidade da água potável (1974), a lei sobre conservação dos solos e recursos hídricos (1977), a lei sobre a proibição de descargas no mar (1988), a lei sobre conservação de zonas úmidas (1989), a lei sobre a prevenção da contaminação (1990).

4.2.3 Cobrança pelo uso da água

As experiências de aplicação de instrumentos econômicos, tais como cobrança pelo uso da água e licenças comercializáveis são ainda muito restritas nos EUA. São cobrados principalmente os serviços prestados de fornecimento de água potável para uso doméstico, industrial e de irrigação e coleta e tratamento de efluentes urbanos. O uso agrícola somente é cobrado quando a captação é feita nas redes públicas ou nos distritos de irrigação, e é geralmente estabelecido em função da superfície irrigada.

O uso doméstico apresenta uma das taxas de consumo per capita mais altas entre os países da OCDE, cerca de 400 l/hab.dia (OCDE, 1999a), e nem sempre a cobrança é feita com base no volume medido. As tarifas médias de água e de esgoto, US\$0,58/m³ e US\$0,63/m³ respectivamente, relativas ao ano de 1997 (OCDE, 1999a), são baixas quando comparados às tarifas praticadas pelos países europeus, por exemplo. Os serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto são, em sua maioria, municipais; apenas 28% das companhias de abastecimento são privadas.

O fornecimento de água para uso industrial é cobrado em função do volume abastecido e o tratamento de esgotos é cobrado com base na carga de DBO e sólidos suspensos. Nos EUA, o mais usual é que as indústrias despejem seus efluentes nas redes municipais após pré-tratamento.

Os custos de monitoramento e fiscalização são, em geral, pagos pelos governos federal e estaduais, assim como os investimentos nos sistemas públicos de abastecimento e de tratamento de esgotos. As tarifas cobradas tanto pelo abastecimento de água como pela coleta e tratamento de efluentes refletem os custos de manutenção e operação, mas não os custos de investimentos (OCDE, 1996).

4.2.4 Principais resultados

Segundo estudo da OCDE, entre 1972 e 1990, foram investidos US\$ 80 bilhões na construção de estações de tratamento de esgotos municipais. O governo federal investiu US\$ 60 bilhões, o que representou 75% do total investido, e os estados e municípios investiram cerca de US\$ 20 bilhões (OCDE, 1996). Com este investimento, no início da década de 90, cerca de 71% da população estava servida por algum tipo de tratamento, e a parcela servida por tratamento secundário ou superior passou de 42% (85,6 milhões de habitantes) em 1972 para 62% (163,7 milhões de habitantes) em 1994. Desprezando-se os investimentos nos níveis mais baixos de tratamento, se poderia chegar, *grosso modo*, a um

custo de investimento de US\$1.000/habitante inserido nos sistemas de tratamentos secundário.

O gasto em controle das fontes pontuais de poluição hídrica passou de US\$ 15 bilhões em 1972, para US\$ 33,1 bilhões em 1993, alcançando 0,5% do PIB (OCDE, 1996). No período foram investidos cerca de US\$ 500 bilhões no controle das fontes pontuais e mais cerca de US\$ 60 bilhões no controle das fontes não pontuais de poluição hídrica.

Apesar do grande esforço de tratar e controlar as fontes de contaminação, cerca de 40% dos rios, 45% dos lagos e 33% dos estuários não atendiam, no início dos anos 90, aos padrões de balneabilidade correspondentes aos ambiciosos objetivos fixados pela lei relativa à qualidade da água. Este fato é atribuído ao fraco desempenho das políticas de controle das fontes difusas: águas de chuva e agricultura, entre outras. Estudos indicam que a agricultura é responsável por cerca de 60% da deterioração da qualidade da água em rios e lagos. Por esta razão, foram formulados, no início dos anos 90, programas de controle de fontes difusas de poluição, inclusive com abertura de linha de financiamento para construção/ampliação de estações de tratamento para recebimento também de efluentes pluviais.

4.2.5 Custos associados ao controle e redução da poluição das águas

As tabelas 2.3 e 2.4, apresentadas anteriormente, relacionaram os gastos americanos para abater e controlar a contaminação em 1993, distribuídos entre os setores público, empresarial e doméstico.

Como se viu, o sistema de comando e controle americano relativo a água representou, naquele ano, um gasto médio de US\$6/hab.ano, na forma de custos de regulação e vigilância dos sistemas hídricos. Estes custos eram financiados, praticamente em sua totalidade, pelo estado, já que a aplicação do princípio poluidor - pagador é muito restrita.

O gasto total do setor público em 1993 em controle e abatimento da contaminação da água de US\$12,6 bilhões representou cerca de 0,35% do PIB americano que era de US\$ 6.285 bilhões. Enquanto isso, o setor empresarial foi responsável por investimentos de cerca de US\$19,6 bilhões no controle e abatimento da contaminação da água, o que representou 60% do gasto total do país, excluídos os investimentos em pesquisa. O gasto representou cerca de 1,15% do valor agregado pela indústria, que foi de US\$1.697 bilhões em 1994.

O gasto total americano, em ações de controle e despoluição da água, foi de US\$32,2 bilhões, o que representa um gasto médio de US\$123/hab.ano, em um país cuja renda per capita anual era de US\$24.100.

4.3 A política de controle da poluição hídrica da União Européia

O primeiro programa de ação ambiental da União Européia (EU) foi apresentado em 1973 e punha grande ênfase em qualidade da água, justamente o o setor da política ambiental da EU que têm sido tratado de forma mais apropriada . A este se seguiram outros quatro programas de ação (1977, 1983, 1987 e 1992), e inúmeras diretivas relativas à proteção ambiental. Os programas de ação apresentados sob a forma de “resoluções” não representam uma obrigação legal para os países membros, somente indicam objetivos de qualidade ambiental a serem atingidos .

Entre as principais legislações relativas à gestão de recursos hídricos e ao controle da poluição da Comunidade Européia estão:

- 86/280/EEC - Diretiva para descarga de substâncias perigosas;
- 91/271/EEC - Diretiva para tratamento de esgotos urbanos;
- 96/61/EEC - Diretiva sobre controle e prevenção integrada da poluição;
- 6173/99 - Diretiva sobre política de águas.

A Diretiva sobre política de águas, recentemente aprovada, estabelece as diretrizes de gestão de recursos hídricos para os estados membros e busca proteger as águas superficiais interiores, as águas de transição, as águas subterrâneas e as águas costeiras. Esta diretiva estimula os estados membros a estabelecerem a gestão por bacia hidrográfica, através da instituição dos denominados “Distritos de Bacias”, nacionais ou internacionais, caso de bacias compartilhadas por mais de um país, que englobem também águas subterrâneas e costeiras. Os estados membros devem assegurar aos “Distritos de Bacia” a coordenação de todos os programas e ações necessários para atender aos objetivos de qualidade ambiental de cada bacia

A diretiva determina também o prazo de três anos para que os estados membros implementem o sistema de gestão, e o prazo de dezesseis anos para que todos os corpos hídricos comunitários atinjam as classes correspondentes a:

- **Águas superficiais:** boa qualidade ambiental (good surface water status) ou a classe correspondente ao bom potencial ecológico (good ecological potential) e à boa qualidade química (good surface water chemical status) para os corpos hídricos fortemente modificados ou artificiais;
- **Águas subterrâneas:** boa qualidade ambiental (good groundwater status);
- **Áreas protegidas:** cumprir com os padrões e objetivos ambientais correspondentes.

A diretiva é bastante genérica quanto a organização dos distritos de bacia, mas exige algumas ações comuns:

- Monitoramento: os estados membros deverão monitorar e informar a qualidade química e ecológica da água superficial, subterrânea e costeira de todos os corpos hídricos com vazão superior a 100 m³/dia;
- Aplicação do princípio poluidor-pagador e de recuperação de custos referentes a todos os usos e serviços relativos a água;
- Aplicar padrões de emissão derivados do uso da melhor tecnologia (BAT) para as fontes pontuais de poluição, e padrões relativos à melhor prática ambiental (BEP) para as fontes difusas, ou padrões ainda mais severos onde os objetivos de qualidade ambiental assim o exigir, num prazo de até 13 anos após a entrada em vigor da diretiva;
- Formular programas de ação e estabelecer sistemas de licenciamento e de cadastro de usos e usuários da água, por bacia hidrográfica, de forma a atingir os objetivos estabelecidos pela diretiva, e eliminar a poluição de águas superficiais por substâncias listadas como prioritárias e reduzir progressivamente a concentração de outras substâncias poluentes e dos “chorumes”, no prazo de 10 anos;
- Formular planos de gestão de bacias hidrográficas para todos os rios que estejam integralmente em seu território e participar da elaboração dos planos para os rios internacionais, os quais deverão ser publicados em até 10 anos;
- Adicionalmente, o Conselho Europeu pode adotar ainda medidas de controle para poluentes que apresentem riscos inaceitáveis para os seres humanos e meio ambiente, com base em parâmetros ecotoxicológicos.

As experiências de gestão em países membros que serão a seguir analisadas estão sendo reformuladas de forma a atender as diretrizes fixadas pela nova diretiva de águas europeia. Por uma questão de disponibilidade de informações mais recentes, é possível que algumas práticas de gestão aqui descritas já estejam sendo modificadas.

4.4 A Experiência Alemã

A política de gestão e proteção dos recursos hídricos na Alemanha combina instrumentos de comando e controle, onde os estados e o governo federal exercem uma função reguladora e fiscalizadora extremamente forte, com a aplicação de alguns instrumentos econômicos, notadamente cobrança pela captação de água superficial e subterrânea e a cobrança pela poluição. Estes instrumentos econômicos exercem uma função complementar aos

instrumentos de comando e controle. O controle da poluição hídrica é centrado principalmente na fixação de padrões de emissão baseados em tecnologia geralmente aceitável ou, no caso de efluentes contendo substâncias perigosas, na melhor tecnologia disponível (BAT). Desde a década de 70, estes padrões vêm se tornando cada vez mais exigentes.

Na Alemanha, os instrumentos econômicos estão sempre subordinados aos padrões ambientais, ou seja, mesmo existindo cobrança por lançamento de efluentes, não se pode emitir carga poluente acima dos padrões determinados em lei. A cobrança pela poluição residual parte do princípio que, mesmo em quantidades reduzidas, as emissões causam deseconomias aos demais usuários e precisam ser ressarcidas.

4.4.1 Entidades de gestão

Segundo KRAEMER (1998), a diversidade de instituições envolvidas na gestão de recursos hídricos na Alemanha espelha a diversidade cultural do país e denotam a aplicação fiel do princípio do federalismo e da subsidiariedade. CORREIA *et al.* (1998) ressalta que a aplicação destes princípios é a característica mais marcante do sistema alemão, principalmente se comparado com outros estados membros da UE.

A gestão e proteção dos recursos hídricos são de competência estadual, sendo as responsabilidades distribuídas em vários níveis de governo. Os problemas que extrapolam os limites estaduais são tratados no âmbito do Grupo de Interestadual das Águas (LAWA) onde têm assento as mais altas autoridades estaduais da área, e que tem também a função de harmonizar as leis estaduais relativas ao assunto.

À Agência Federal de Meio Ambiente (UBA) e outras entidades federais envolvidas na área cabe traçar as diretrizes gerais da política de meio ambiente a ser seguida pelos estados, e trabalhar em conjunto com as entidades estaduais, municipais e organismos de bacia no tratamento de problemas nacionais e transfronteiriços. A Agência Federal de Meio Ambiente (UBA), assim como a Agência Federal para a Conservação da Natureza (BfN), estão subordinadas ao Ministério do Meio Ambiente (BMU), que é responsável pela aplicação da Lei de Gestão da Água e a Lei da Taxa de Esgotos.

Os municípios detêm o poder de concessão sobre os serviços de água e esgoto e têm um grande grau de liberdade para escolher o arranjo institucional mais adequado à provisão dos serviços. Em função disto, encontra-se por toda a Alemanha, uma grande diversidade de arranjos institucionais na área de saneamento, tais como: associação de municípios, associações e organismos de bacia, concessão a empresas privadas, etc. Estima-se que 70%

dos serviços de esgotos são prestados diretamente pelos serviços municipais (KRAEMER & JÄGER, 1998).

Existe também um grande grau de liberdade para constituição de associações de gestão da água, que são formadas em função do tipo de problemas e das características locais, não apresentando um desenho comum. O interessante é que, em contraste com esta liberdade de organização, a lei da água também faculta ao poder público o direito de instituir organismos de bacia mesmo contra os interesses dos usuários (KRAEMER & JÄGER, 1998). A Agência da Bacia do Ruhr (Ruhrverband), por exemplo, foi formada por decreto federal e a definição inicial dos membros foi feita compulsoriamente.

As associações de bacia podem ter funções bastante diversificadas, atuando desde a gestão dos recursos, controle da poluição e monitoramento, até provendo serviços de abastecimento de água e tratamento de esgotos. Ainda usando o exemplo da Rhurverband, verifica-se que além de fazer o gerenciamento dos recursos hídricos da bacia e a operação dos reservatórios e controle de enchentes, cabe a ela a construção e operação de todas as estações de tratamento de esgoto e, em alguns casos, das águas pluviais da bacia. Assim, o esgoto doméstico e parte das águas pluviais e dos efluentes industriais são captados pelas redes operadas pelos municípios/concessionários e entregue a Rhurverband para tratamento. No caso do esgoto industrial, este deve receber pré-tratamento antes de ser lançado na rede pública. A Rhurverband funciona como "atacadista" do esgoto, tendo assim sob seu controle a principal ferramenta para recuperar e preservar a qualidade da água na bacia.

Outras entidades e associações também cumprem importantes papéis na gestão dos recursos hídricos e controle da poluição, entre as quais citam-se:

- DIN- Instituto Alemão de normatização que desenvolve normas na área de gestão e para a indústria das águas;
- ATV – Associação para tecnologia de esgotos que desenvolve normas e padrões, e pesquisa tecnologias para coleta e tratamento de esgotos;
- DVGW – Associação Alemã de Especialistas em Gás e Água, para tecnologias de abastecimento de água.
- DVWK – Associação Alemã de Gestão da Água e Desenvolvimento Territorial.

Existem ainda comitês de trabalho integrados pelos estados e governo federal para alguns rios importantes tais como: Reno, Elba e Weser

4.4.2 Objetivos ambientais da política de controle da poluição hídrica

A Alemanha adota um sistema de classificação dos corpos hídricos baseado em indicadores biológicos dividido em 8 classes que vão desde não poluído até ecologicamente destruído. O sistema de controle e abatimento da poluição adotado tem por objetivo que todos os corpos d'água atendam a longo prazo pelo menos os níveis de qualidade da classe II, correspondente à poluição insignificante. Este objetivo, generalizado para todos os corpos hídricos independentemente dos usos do mesmo, obedece ao denominado “princípio da minimização das emissões” que norteia a política ambiental alemã. Segundo os técnicos alemães, a aplicação deste princípio se justifica por ser a Alemanha um país costeiro e tanto o Mar Báltico quanto o Mar do Norte já virem apresentando graves problemas de poluição, ou seja, mesmo que se pudesse aceitar padrões de qualidade inferiores para os rios, a carga poluente carregada por estes tenderia a agravar os problemas de poluição das água costeiras. Outro fator que torna extremamente delicada a gestão da poluição na Alemanha é a grande importância das águas subterrâneas para o abastecimento público.

4.4.3 Instrumentos de gestão e de controle da poluição hídrica

Na gestão de recursos hídricos na Alemanha, os principais instrumentos aplicados são:

- Licenciamento ambiental (*Bewilligung*) e outorga (*Erlaubnis*);
- Cobrança:
 - Taxa federal para lançamento de esgotos mesmo tratados;
 - Cobrança estadual para captação e consumo, aplicada a critério de cada *Land*;
- Planos de bacia;
- Controle de uso do solo: decretação de áreas de proteção / inundação;
- Programas de ação para áreas ou bacias de interesse especial e leis específicas para controle de poluentes (ex: lei dos detergentes)

O licenciamento dos lançamentos de efluentes é feito pelo estado e está subordinada ao atendimento de padrões de lançamento, limitação de cargas por período ou uso de melhor tecnologia disponível para tratamento.

O sistema regulatório para controle de emissão de efluentes se baseia em padrões uniformes de emissão (UES) como requerimento mínimo para licenciamento. Estes requerimentos mínimos derivam da aplicação tecnologias correntemente aceitas para tratamento dos

efluentes e da aplicação da melhor tecnologia disponível (BAT) para tratamento de poluentes perigosos. A abordagem por objetivos de qualidade ambiental (EQO/EQS) só é adotada para áreas mais sensíveis, onde torna-se necessária a adoção de padrões de emissão ainda mais restritos .

Conforme apresentado no capítulo III, os padrões aplicados às estações de tratamento de esgotos urbanos variam de acordo com a capacidade da ETE, expressa em número de equivalentes-habitantes. Para ETE's que atendem até 5.000 equivalentes-habitante (EH) não é exigido o controle de nutrientes, entre 5.000 e 10.000 EH é exigido o controle de amônia e a partir de 10.000 EH é exigido também o controle de nitrogênio e fósforo.

Os padrões para efluentes industriais são bastante detalhados e fixados segundo a tipologia industrial, conforme tabela do Anexo 1. Os lançamentos de origem industrial feitos em rede pública devem receber pré-tratamento de forma a atender aos limites de concentração de poluentes tratáveis pelas ETE's e aos padrões relativos ao setor para os poluentes não "tratáveis" pelas mesmas.

O sistema de monitoramento dos recursos hídricos é de responsabilidade dos estados, que repassam as informações para a Agência Federal de Meio Ambiente.

4.4.4 Cobrança pelo uso da água

A cobrança pelo uso da água na Alemanha concerne a água bruta e a água tratada: :

- Cobrança pela captação de águas superficiais e subterrâneas, praticada em alguns estados;
- Cobrança pela poluição instituída pela Lei da Taxa de Esgotos;
- Política de recuperação integral de custos nas tarifas de água e esgoto; e
- Cobrança por tratamento de água de chuva.

4.4.4.1 COBRANÇA POR CAPTAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS

A cobrança pelo uso da água, através da cobrança por captação, começou na Alemanha em 1985 e em 1995 já era praticada em 11 estados. Alguns estados impõem preços diferenciados para águas superficiais e subterrâneas e na maioria deles o preço da água varia segundo seus usos: abastecimento público, centrais elétricas, resfriamento, irrigação, etc. A variação segundo o tipo de uso tende a refletir os diferentes níveis de consumo associados a cada atividade.

A captação de águas superficiais para abastecimento doméstico ou industrial custa entre 0,04 a 0,10 DM/m³ e para uso na irrigação varia entre 0,01 a 0,03 DM/m³. Alguns estados cobram mais caro pelo uso industrial que doméstico, como Badenwürttemberg, outros oneram mais o uso industrial e outros cobram igualmente.

A cobrança por captação de águas subterrâneas pode chegar a custar 1,00 DM/m³ e também varia segundo o uso e alguns estados só cobram por esta fonte.

Na maioria dos estados a cobrança pela água subterrânea é bem mais elevada para aplicações menos nobres como irrigação, resfriamento, etc. Não existe variação em função da localização da captação ou da sazonalidade. A cobrança é feita em função da vazão outorgada, o que tende a induzir a uma melhor alocação, já que os usuários tenderão a solicitar outorga somente para as quantidades que realmente necessitam.

Em geral, os valores cobrados são considerados baixos e “não estão desenhados especificamente para constituírem-se em fortes incentivos econômicos à redução do uso” (BUCKLAND & ZABEL, 1995). Os valores arrecadados são usados para compensar fazendeiros por perdas provocadas pelo não uso de certos pesticidas, reduções no uso de fertilizantes e para subsidiar medidas de redução do uso da água.

4.4.4.2 TAXA DE ESGOTO

O princípio poluidor-pagador na Alemanha é aplicado através da taxa de esgotos. Esta taxa regulada por lei federal (Abwasserabgabengesetz – AbwAG), em vigor desde 1976, é cobrada pelos estados e se destina exclusivamente a financiar medidas de melhoria da qualidade das águas.

Todos aqueles que lançam águas residuais, tratadas ou não, nos corpos hídricos pagam esta taxa, que é fixada em função da carga tóxica do efluente e independe portanto da qualidade ambiental do corpo hídrico receptor. A carga tóxica é expressa em equivalentes-habitante de acordo com a tabela 2.5 apresentada anteriormente.

Os usuários que emitem efluentes com concentração e carga anual abaixo de limites mínimos indicados na tabela estão isentos do pagamento da taxa. A lei também prevê uma redução substancial da taxa para aqueles que estão implantando ou aperfeiçoando sistemas de tratamento. Até 1999, a redução era de 75%, durante um prazo de construção de até 3 anos, desde que provassem uma redução de 20% das cargas durante o período. A partir de 1999, esta redução deveria ser de apenas 40%.

Esta cobrança foi introduzida de forma gradual, crescente ano a ano, evitando-se um grande impacto sobre os custos de vida da população em geral e de produção das indústrias e outros

usuários. Os valores praticados apresentados na tabela 4.1, já incorporam as emendas à lei feitas em 1990 e 1994. Outra emenda importante, feita em 1990, foi a inclusão da cobrança por emissão de nutrientes, com o objetivo de reforçar as políticas de controle da eutrofização no Mar do Norte e Báltico.

Tabela 4.1: Taxas relativas à lei da taxa de esgotos na Alemanha (DM)			
Ano	Taxa por unidade de toxicidade	Ano	Taxa por unidade de toxicidade
1981	12	1991	50
1982	18	1993	60
1983	24	1995	60
1984	30	1997	70
1985	36	1999	70
1986	40		

Fonte: KRAEMER & JÄGER, (1998)

A arrecadação da Taxa de Esgotos em 11, dos 16 estados alemães, que tinha sido de 217 milhões de Euros, em 1988 (BUCKLAND & ZABEL, 1988), caiu para 178 milhões de Euros, em 1991 (KRAEMER & JÄGER, 1998). A queda de arrecadação de cerca de 25%, ocorreu apesar do aumento de 25% no valor unitário da taxa e de um crescimento da produção industrial de 24% no período (The OCDE Stan Database for Industrial Analysis 1978-1997).

Comparando-se o valor arrecadado pela taxa de esgotos com o investimento estatal em água, que foi de 4,5 bilhões de Euros, em 1994 - excluídos os estados de Lower Saxony e North Rhine Westphalia - verifica-se que a receita da Taxa de Esgotos representa menos que 4% do investimento.

Nos primeiros anos de implantação, o custo administrativo da taxa de esgotos representava uma parcela substancial da arrecadação. Segundo dados de 1982, os custos administrativos representavam em alguns estados entre 15 a 120% do valor arrecadado, mas atualmente os custos administrativos representam entre 5 a 15% da arrecadação (KRAEMER, 1995).

A análise da performance desta taxa como instrumento econômico pelos critérios da OCDE, citados no capítulo 2, não pode ser efetuada de forma aprofundada devido à falta de dados mais detalhados sobre a evolução das cargas lançadas e as receitas respectivas aos diferentes setores, entre outras razões. Apesar disto, pode-se concluir que:

- **Efetividade e eficiência econômica e financeira:** certamente a taxa é muito baixa para incorporar os custos sociais derivados da poluição residual lançada e como tem um valor constante, independentemente da qualidade ambiental do meio receptor, não apresenta eficiência econômica. Além disso, a porcentagem que representa em relação aos investimentos públicos em água, menos de 4%, é muito baixa, apresentando reduzida capacidade de suprir as necessidades de investimentos na área. Por outro lado, os baixos níveis de arrecadação resultam também dos altos níveis de redução das emissões alcançados pelos sistemas de tratamento públicos e privados. Apesar do custo administrativo da mesma representar uma parcela considerável da arrecadação, pode-se considerar que apresenta boa eficiência financeira, já que além de superavitária, ainda desonera os estados dos custos de aplicação da lei que teriam que suportar. KRAEMER (1995) ressalta que prover eficiência alocativa no uso do recurso hídrico nunca foi um propósito desta taxa, que foi antes criada para forçar os estados a estabelecer um sistema de monitoramento e controle efetivo, com meios e pessoal adequado, que possibilitasse a aplicação da lei das águas e dos regulamentos de controle da poluição hídrica, além de prover fundos específicos para investimentos nesta área.
- **Impacto ambiental:** por representar uma porcentagem relativamente baixa dos custos operacionais e por não ser crescente com níveis de poluição mais altos, ou com níveis de redução mais baixos, certamente esta taxa teria pouco impacto na mudança de comportamento dos poluidores. Por outro lado, a clara correlação entre a possibilidade de redução imediata do valor da taxa em função da adoção de medidas de redução da poluição, mesmo durante o período de construção/reformulação dos sistemas de tratamento, é certamente um estímulo ao poluidor para adotar tais medidas em prazos mais curtos, como estratégia de redução do valor final da taxa a ser pago. O fato da taxa ser crescente com o tempo também tende a ter o mesmo efeito, causando um impacto ambiental positivo.
- **Praticabilidade e aceitabilidade:** Estes são certamente os principais méritos da taxa alemã. A fórmula de cálculo é extremamente simples e clara por transformar a carga poluente em unidade equivalente de toxicidade, a base de cálculo sobre a qual incide a cobrança são as próprias cargas poluentes outorgadas, o que não permite questionamentos por parte dos usuários e facilita a sistematização da cobrança. Acresce-se ainda o fato de ser uma taxa uniforme, cobrada nacionalmente, não introduzindo nenhum desequilíbrio relativo entre regiões do país para efeito de custos de produção.

4.4.4.3 COBRANÇA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA

As municipalidades estão começando a implantar também a cobrança para tratamento de águas de chuva baseada na área impermeabilizada de cada unidade habitacional. Esta medida, além de ajudar a financiar os sistemas de tratamento, tem incentivado a colocação de pisos permeáveis o que aumenta a infiltração e reduz picos de cheia, contribuindo assim para a recarga de aquíferos. A introdução de taxas deste tipo já é reflexo da crescente preocupação com o controle da poluição difusa, presente em todos os países com altos níveis de controle da poluição, os quais estão constatando a impossibilidade de atingir os objetivos ambientais estabelecidos apenas através do controle das fontes pontuais.

4.4.4.4 TARIFAS PARA SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO

Na Alemanha os serviços de água e esgoto são de competência municipal. Grande parte dos serviços de abastecimento d'água é prestado em regime de concessão por empresas privadas. Na parte ocidental da Alemanha, em 1990, 98% da população estava conectada ao serviço público de abastecimento d'água (BUCKLAND & ZABEL, 1998).

O serviço de coleta de esgotos é geralmente prestado pelos municípios, os quais, detendo a responsabilidade sobre o tratamento, muitas vezes se organizam em associação de municípios, ou em agências, em busca de economia de escala.

A fixação das tarifas de água e esgoto deve observar os seguintes princípios (KRAEMER & PIOTROWSKI, 1998):

- *“Os preços devem cobrir os custos de abastecimento de água e não devem ser mais altos que os custos atuais;*
- *Os preços e as tarifas devem refletir os custos gerados pelos utilizadores especiais;*
- *As tarifas devem levar em consideração as estruturas dos custos e a necessidade de se manter os capitais investidos”.*

Apesar da tentativa de recuperação dos custos de abastecimento d'água e de coleta e tratamento de esgotos, através de cobrança de tarifas realistas e medição, a Alemanha cobra impostos reduzidos dos prestadores de serviços de esgotos, enquanto que o abastecimento d'água está sujeito aos impostos correntes de uma atividade comercial, caracterizando assim uma forma de subsídio para a primeira atividade. Esta forma de subsídio determinou que historicamente estes serviços fossem prestados separadamente, já que os prestadores do serviço de esgoto perdem este incentivo se incorporarem serviços de abastecimento d'água. Muitas municipalidades consideram mais vantajosos os ganhos com a baixa carga tributária do que uma eventual economia de escala na junção dos dois serviços (KRAEMER, 1994).

No abastecimento, a cobrança é feita em função do volume de medição e os custos por m³ são crescentes com o volume consumido. Segundo pesquisa da OCDE (1999a) sobre o preço da água, a tarifa média de abastecimento de água na Alemanha seria de 2.93 DM/m³ (US\$1.69/m³) em 1997.

Segundo KRAEMER (1994) a conta média anual de esgotos na Alemanha seria de 215 DM/habitante. Considerando-se uma vazão per capita de 50 m³/ano (137 l/dia), a tarifa de esgoto média seria da ordem de US\$2,29/m³.

4.4.5 Principais resultados

Entre 1975 e 1995 a Alemanha aplicou mais de 50 bilhões de Euros em sistemas públicos de tratamento de esgoto e o setor industrial investiu a mesma quantia no tratamento de esgotos (VELTWISCH, 1997). Este investimento elevou a cobertura dos serviços de tratamento de esgotos, entre 1975 e 1995, de 45% (tratamento biológico) para cerca de 90%.

Em 1995, 92.2% dos alemães estavam conectados aos sistemas públicos de coleta de esgotos, sendo que 88.6% dispunham de tratamento dos seus esgotos dos quais 84.4% eram plantas de tratamento biológico(ATV Year Book, 1999-2001).

Entre 1970 e 1990, o consumo de água industrial através dos sistemas públicos reduziu cerca de 30%. O impacto desta redução sobre o uso total é relativamente baixo, tendo em vista que na Alemanha 90% do uso da água para fins industriais vem de fontes naturais, apenas 10% das indústrias se abastecem da rede pública (OCDE, 1999b).

No período de 1977 a 1988, ocorreu também uma redução de 20% do volume dos efluentes produzidos pelas indústrias a despeito de um crescimento do setor de 11%. No período de 1981 a 1987 ocorreu uma redução de 30% na carga orgânica efluente das indústrias do estado de Nordrhein Westphalia (BUCKLAND & ZABEL, 1988).

No que tange especificamente ao controle de nutrientes, deve-se ressaltar o sucesso das medidas de controle, dentre as quais se destaca a Lei sobre Detergentes e Produtos de Limpeza, que permitiu uma redução dos lançamentos de fosfatos de origem doméstica de 42.000 t/ano, em 1975, para cerca de 5.000 t/ano, em 1990, na parte ocidental da Alemanha.

4.5 A experiência francesa

A política de gestão de recursos hídricos francesa tem servido de modelo em todo o mundo por ter sido um dos países precursores na aplicação da cobrança pelo uso da água combinada com uma gestão participativa e integrada por bacia hidrográfica.

A Lei das Águas de 1964 permitiu a implantação de um sólido e pioneiro sistema de gestão que se baseia em Comitês de Bacia ou “parlamento das águas”, onde estão representados o poder público, os usuários e as associações civis interessadas. O sistema conta ainda com a figura das Agências de Bacias, entidades técnicas e financeiras, que dão suporte e implementam as decisões dos comitês.

O sistema francês é bastante conhecido, tendo sido modelo inspirador do sistema de gestão em implantação no Brasil, existindo farta documentação sobre ele. Pela clareza e nível de detalhamento, recomenda-se o trabalho do grupo do Laboratório de Hidrologia da COPPE/UFRJ– *“Cobrança pelo Uso da Água bruta: experiências européias e propostas brasileiras”* (PROAGUA, 2001).

4.5.1 Entidades de gestão e regulação

Na gestão de recursos hídricos na França, o principal papel cabe aos Comitês de Bacia e às Agências de Água.

Os comitês são os órgãos políticos de gestão e segundo COPPE/UFRJ (2001), *“... foram criados com claras atribuições e amplos poderes deliberativos concernente à cobrança pelo uso da água, inclusive sobre a alocação dos recursos arrecadados através dos planos quinquenais de intervenção. Sobre todas as outras questões relacionadas às águas de sua bacia, inclusive conflitos de uso, os comitês têm somente poderes consultivos, embora as suas “recomendações” tenham sido, na prática, sistematicamente respeitadas.”*

As agências são entidades executivas que funcionam como agentes planejadores e financiadores das ações de proteção e recuperação dos recursos hídricos da bacia, não sendo responsáveis diretamente por construção e operação de obras hidráulicas/saneamento ou pela fiscalização no que concerne ao cumprimento da legislação e das condições do licenciamento ambiental. Em cada bacia hidrográfica, as agências estão subordinadas ao Comitê de Bacia.

No que concerne à regulação dos usos dos recursos hídricos, existe uma divisão de poderes entre diversos ministérios, como meio ambiente, agricultura e saúde. Este último é responsável pela fixação de normas relativas à água potável.

O licenciamento e a fiscalização de todas as atividades poluidoras que lançam efluentes no meio hídrico é de responsabilidade dos 96 “prefeitos departamentais” e somente eles tem o poder de interromper as atividades no caso de acidentes, emissões fora das condições de licenciamento, etc. Talvez em decorrência de uma atuação mais política, que essencialmente técnica, por parte dos principais atores, e da baixa prioridade muitas vezes dadas por estes aos assuntos ambientais, o cumprimento com aquelas condições “*tenha sempre recebido baixa prioridade na França, ... sendo a legislação ambiental usada mais como um fator de barganha*” (REES & ZABEL, 1998). O suporte técnico aos prefeitos departamentais é dado por organismos regionais subordinados aos ministérios envolvidos com a gestão das águas, sendo os principais: Meio Ambiente, Obras, Agricultura e Indústria. Em geral, no que concerne à política ambiental, os “prefeitos departamentais” são aconselhados pelo DIREN, órgão subordinado ao Ministério do Meio Ambiente, que atua, igualmente, no controle do uso da água, através da Polícia das Águas (Police des Eaux). Exceção é feita para os chamados estabelecimentos classificados (installations classées), cerca de 400 setores industriais mais poluentes, que ficam sob responsabilidade do DRIRE, órgão subordinado ao Ministério da Indústria, os quais, além de aconselharem os prefeitos departamentais no licenciamento e fiscalização, mantêm também um sistema de monitoramento destes estabelecimentos, considerado inclusive de grande eficiência ambiental. Em decorrência deste sistema de aconselhamento técnico, a atuação dos prefeitos departamentais tende a ser mais administrativa que propriamente técnica.

4.5.1.1 OS COMITÊS DE BACIA

O Comitê é integrado por representantes do governo central (1/5 dos assentos), políticos eleitos cujo território esteja total ou parcialmente dentro da área da bacia (1/3), usuários (1/3) e entidades sócio-profissionais com competência na área. A menor participação do governo central *reflete a intenção de envolver diretamente os atores primários: aqueles que pagam pelo uso da água e aqueles que investem no assunto através da capacitação profissional* (TUDDENHAM, 1999). A distribuição dos assentos em cada comitê é apresentada na tabela 4.2.

Tabela 4.2: Distribuição dos membros nos comitês de bacia							
	Regiões	Departamentos	Municípios	Usuários e partes interessadas	Estado	Entidades sócio-profissionais	Total
Adour-Garonne	6	18	6	30	18	6	84
Artois-Picardie	3	17	5	25	14	2	66
Loire-Bretagne	8	28	6	42	22	8	114
Rhin-Meuse	3	14	5	22	14	3	61
Rhone-Mediterranee-Corse	6	28	6	40	21	6	107
Seine-Normandie	7	25	6	38	20	7	103
Fonte: Decreto N° 66/699 de 14 de setembro de 1966, <i>in</i> Tuddenham (1999)							

4.5.1.2 AS AGÊNCIAS DE ÁGUA

O sistema francês de gestão está em mãos de seis agências de bacia, uma para cada região hidrográfica. A tabela 4.3 apresenta algumas características destas bacias. É interessante notar que a divisão do país em 6 grandes bacias hidrográficas: Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-bretagne, Rhin-Meuse, Rhone-Mediterranee-Corse e Seine-Normandie, cada uma contando com seu respectivo comitê e agência, foi definida na própria lei que instituiu o sistema. Esta divisão inicial, que PROAGUA (2001), atribui à necessidade de repartição equilibrada entre os três grandes corpos de engenheiros que tradicionalmente dominavam a área de águas, pode ter sido determinante na formação de agências sólidas do ponto de vista técnico e financeiro, capazes de mobilizar todo o sistema de gestão e alavancar recursos para programas de investimentos bastante ambiciosos.

Tabela 4.3: Agências de Água Francesas – Abrangência e Volumes de captação			
Bacia	População 10 ⁶ hab.	Superfície da bacia 10 ³ Km ²	Uso da água ¹ 10 ⁶ m ³
Adour-Garonne	5.5	115.0	2 427
Artois-Picardie	4.5	20.0	690
Loire-Bretagne	11.2	155.0	4 148
Rhin-Meuse	4.0	31.3	12 149
Rhone-Mediterranee-Corse	12.0	129.0	18 132
Seine-Normandie	17.0	96.6	3 126
TOTAL	54.2	546.9	40 670
Fonte: BARRAQUÉ <i>et al.</i> (1998)			

Dentre as principais atribuições das agências, cita-se:

- Preparar planos quinquenais de bacia e acompanhar a sua implementação;
- Preparar os estudos econômicos e financeiros relativos aos planos e sugerir os valores a serem cobrados pelo uso da água;
- Arrecadação e gestão dos recursos oriundos da cobrança;
- Financiar, principalmente através de empréstimo a juros subsidiados, os usuários públicos e privados para aplicação em intervenções previstas no plano.

Dentre estas atribuições, a atuação mais relevante e pioneira das agências está em seu funcionamento como agências financeiras da bacia. Cabe às agências, montar planos de ação quinquenais, os chamados “Plan de Basin”, e obter os recursos financeiros necessários para sua realização. Cerca de 40% destes recursos financeiros têm sido oriundos da cobrança pelo uso da água. Cabe então à agência, com base no cadastro de usos e usuários, propor os valores de cobrança a serem praticados na bacia, no período correspondente ao plano, para viabilizar a obtenção destes recursos. Ou seja, trata-se de um rateio de custos e não de uma aplicação da cobrança como instrumento econômico *stricto sensu*.

Os planos de bacia apresentados pelas agências, após emendados/aprovados pelos comitês, são submetidos à aprovação do primeiro ministro. Segundo FORMIGA (comunicação pessoal, 2002), os planos quinquenais de bacia devem se inserir na lógica do planejamento global dos planos diretores de planejamento e gestão de longo prazo (SDAGE). Além disso, unidades hidrográficas locais podem detalhar esse planejamento segundo seus interesses e características dos problemas locais, elaborando para isso planos de sub-bacias (SAGE).

4.5.2 Legislação

A lei das Águas de 1964, relativa ao regime de uso das águas e da luta contra a poluição, foi sucessivamente complementada e modificada através de leis complementares e decretos, criando um complexo sistema de regulamentação da gestão. Em 1966, foram promulgadas as leis regulamentando os comitês de bacia e as agências de água. Foram promulgados também decretos relativos a: *i*) parâmetros de cobrança e seus respectivos métodos de determinação e/ou análise; *ii*) estimativa de população aglomerada ponderada; *iii*) coeficientes de aglomeração que incidem sobre a cobrança; *iv*) metodologias e respectivos coeficientes de estimativa de cargas poluentes e das cargas removidas pelos dispositivos de tratamento e de outros usos; *v*) composição do equivalente-habitante para fins de estimativa de carga poluente de origem doméstica, entre outros. O que pode ser visto como uma certa

“complexidade legal”, levou a uma certa uniformização de procedimentos na aplicação da cobrança e do procedimento das diversas agências.

A lei de 1992 modificou ainda alguns aspectos relativos à lei das águas de 1964, unificou em um só organismo todas as ações estatais relativas a água (regulação, fiscalização e planejamento), exceto a regulação de água potável que permaneceu sob a responsabilidade do Ministério da Saúde, e definiu todos os tipos de água como bem público, até então as águas subterrâneas e parte das águas superficiais eram propriedade dos donos da terra.

A Lei das Instalações Classificadas (lei 76-663) define cerca de 400 setores industriais que necessitam licenciamento e acompanhamento. De acordo com esta lei, aquelas atividades cujas emissões ultrapassam valores limites ali estabelecidos, devem requerer ao **prefeito departamental** uma “autorização” para funcionamento, as demais devem fazer apenas uma “declaração” de suas atividades.

Da mesma forma, a lei das águas de 1992, que emendou a lei de 1964, estabelece que as demais atividades que emitam descargas nos corpos hídricos, não reguladas pela Lei das Instalações Classificadas, também devem requerer “autorização” ou fazer uma “declaração” ao **prefeito departamental**, segundo critérios ali definidos.

O licenciamento deveria, a princípio, ser feito com base nos objetivos de qualidade ambiental (EQS/EQO) estabelecidos nos planos de bacia, *“mas a resistência da comunidade empresarial, reivindicando igualdade, combinada com a falta de modelos de qualidade da água acurados resultou na introdução de padrões de emissão como requerimento mínimo”* (BARRAQUÉ *et al.*, 1995, *in* REES & ZABEL, 1998). Os objetivos de qualidade ambiental são estabelecidos apenas para os corpos hídricos de maior porte e os padrões uniformes de emissão, onde estabelecidos, são aplicados como requerimentos mínimos, podendo ser mais estritos de acordo com as condições do corpo receptor.

4.5.3 Objetivos da política de controle e gestão

De acordo com a lei de 1964, as ações que compõem o plano de bacia deveriam ser planejadas de forma a alcançar objetivos de qualidade ambiental estabelecidos para os diferentes trechos dos rios. Isto não é cumprido na prática devido à complexidade técnica e política de uma abordagem deste tipo. As principais limitações à aplicação de uma abordagem deste tipo são: *i)* dificuldade de fiscalização; *ii)* baixa prioridade dada aos problemas ambientais por parte dos prefeitos; *iii)* relutância dos usuários/governantes em aceitar objetivos ambientais estritos e as consequentes restrições ao uso dos recursos

hídricos; *iv*) relativa insuficiência de conhecimentos científicos para estabelecer de forma inquestionável relações de causa e efeito entre usos e danos, entre outras razões.

Para o período relativo ao plano de bacia, as ações que compõem o plano são fruto da negociação entre os diversos setores que compõem o comitê, de forma que os recursos hídricos alcancem um padrão qualidade ambiental considerado “aceitável” pela comunidade.

Da mesma forma, a cobrança pelo uso da água que, a princípio, deveria ser capaz de internalizar as deseconomias derivadas dos usos, obedece na verdade ao princípio da solidariedade, onde os recursos pagos por todos, segundo valores decididos pelo comitê de bacia, é usado para prover financiamentos de baixo custo para os agentes interessados em adotar medidas de redução do seu uso quantitativo ou qualitativo (CORREIA *et al.*, 1998).

4.5.4 Monitoramento e fiscalização das fontes poluidoras

A França aplica um amplo sistema de automonitoramento. Além disso, os maiores estabelecimentos, integrantes do Sistema de Instalações Classificadas, deveriam ser monitorados 12 vezes por ano, mas o número de inspeções é de apenas 0,4/ano por estabelecimento. Para as demais atividades o índice é ainda menor (REES & ZABEL, 1999).

No caso de emissões fora dos limites de licenciamento, pelo sistema legal francês, os prefeitos não podem impor multas administrativas. Neste caso deve ser iniciado um processo legal e multas e/ou prisão são decretados pelos tribunais. Mas, por outro lado, os prefeitos podem impor um depósito compulsório à empresa, em valor similar aos custos de implantação do sistema de tratamento necessário ao cumprimento das condições de licenciamento, sendo o montante devolvido depois que a instalação estiver completada.

Um dos principais problemas de não cumprimento com os limites de emissão são registrados nas estações de tratamento de esgotos municipais, que estão sob a responsabilidade dos prefeitos municipais, e contra quem os prefeitos departamentais tendem a ter dificuldades de iniciar processos penais.

Outro conflito na regulação e controle das atividades poluidoras deriva do fato de que o DRIRE, órgão responsável por monitorar e aconselhar os prefeitos departamentais quanto às instalações classificadas, está subordinado ao Ministério da Indústria que tende a aplicar políticas de incentivo às atividades industriais que muitas vezes serão conflitivas com um maior controle destas atividades. A própria formação do corpo técnico do DRIRE, é

apontada como um fator de resistência à aplicação de medidas mais duras de controle daquelas atividades (BARRAQUÉ *et al.*, 1998, in REES & ZABEL, 1999).

4.5.5 A cobrança como instrumento de gestão

4.5.5.1 COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA

A cobrança pelo uso da água é aplicada em todo o país, existindo basicamente dois tipos de cobrança:

- **Cobrança por uso da água:** captação e o consumo das águas superficiais e subterrâneas, que incide sobre o volume de água captado e sobre o volume consumido;
- **Cobrança por poluição:** diluição de efluentes, que incide sobre a carga poluente lançada nos corpos hídricos.

Estão sujeitos à cobrança: *i*) os usuários domésticos de municípios com mais de 400 “habitantes aglomerados permanentes e sazonais ponderados”; *ii*) os usuários industriais, as atividades econômicas e os criadores de animais que emitem carga poluente igual ou maior a 200 equivalentes-habitante; *iii*) o setor hidroelétrico, térmico e nuclear. O uso quantitativo (captação e consumo) da água para irrigação é cobrado, a preços quase simbólicos.

A metodologia de cálculo dos usos e da cobrança respectiva encontra-se detalhadamente exposta em PROAGUA (2001).

O cálculo do valor a ser cobrado obedece a seguinte equação geral:

$$\text{Cobrança} = \text{Uso} \times \text{Cobrança unitária} \times \text{Multiplicadores (ou + Somatórios)}$$

Os fatores integrantes da equação são a seguir detalhados:

USOS

Os usos qualitativos e quantitativos para os diversos setores usuários podem ser estimados por metodologia definida a nível nacional ou verificados através de medições/análise dos efluentes, ou ainda informados pelos usuários através de programas de auto-monitoramento.

A padronização das estimativas de uso a nível nacional é feita por leis e decretos governamentais que determinam os seguintes coeficientes/parâmetros de uso:

- **Captação doméstica:** estimada através dos coeficientes de captação per capita (tabela 4.4) e da população aglomerada permanente e sazonal aglomerada (metodologia de cálculo definida em lei);

- **Poluição doméstica:** estimada através de Equivalente Habitante - coeficientes de poluição potencial per capita (tabela 2.6) - e da população aglomerada permanente e sazonal aglomerada;
- **Captação industrial:** estimada em função da capacidade das bombas e do número de horas e dias trabalhados;
- **Poluição industrial:** estimada através de coeficientes específicos de poluição potencial (ex: kg de DBO/rês abatida) definidos para cerca de 400 diferentes tipologias industriais e das “unidades características” (ex: rês abatida) de produção industrial (Tableau d'Estimation Forfaitaire de l' Agence de l'Eau (TEF) annexé à l'arrêté du 28 Octobre 1975);
- **Captação uso hidroelétrico:** estimada em função da energia produzida e do desnível de água;
- **Captação para Centrais Térmicas clássicas:** 150 m³/Mwh
- **Primes ou compensação por redução da poluição potencial:** são calculados em função de fatores de redução que expressam a eficiência dos sistemas de tratamento utilizados, a mesma metodologia é aplicada para o setor doméstico e industrial.

A metodologia para estimativa de consumo não é definida em lei, neste caso cada agência fixa fatores de consumo por setor usuário que incidem sobre os volumes captados estimados ou medidos. A tabela 4.5 apresenta os fatores de consumo adotados em duas agências francesas.

Tabela 4.4: Captação doméstica	
População	Coefficientes de captação (m³ /hab/ano)
> 100.000 hab.	270
10.0001 e 100.000 hab.	200
2.0001 e 10.000 hab.	140
< 2.000 hab.	100
Fonte: PROAGUA (2001)	

Tabela 4.5: Fatores de consumo adotados pelas Agências de Água		
Setor Usuário	Fator consumo	
	Agência Rhin-Meuse¹ (1997-2001)	Agência Seine-Normandie (2001)²
Abastecimento público	0,35	0,35
Indústria	0,07	0,07
Irrigação	0,60	0,60
Centrais térmicas circuito aberto	0,007	
Água mineral engarrafada	1	
Reversão (lançamento fora dos limites da bacia)	1	
Fonte: ¹ PROAGUA (2001) e ² Comunicação pessoal		

COBRANÇA UNITÁRIA

Os preços unitários da cobrança são fixados por cada agência e tendem a refletir o grau de escassez do recurso ou a sensibilidade do corpo hídrico às cargas poluentes. Na Agência Rhin-Meuse, os preços unitários básicos para captação e consumo previstos para aplicação durante o VII Programa de Intervenção (1997-2001), estão apresentados na tabela 4.6. A tendência entre as agências é fixar a cobrança unitária pelo consumo em cerca de 10 vezes a cobrança unitária para captação.

Na tabela 4.7 estão apresentados os valores de cobrança por poluente praticados pelas agências francesas.

Estes valores básicos são muito afetados pelos coeficientes multiplicadores adotados em cada agência e não devem ser tomados diretamente para fins de comparação, conforme alertado em PROAGUA (2001).

Tabela 4.6: Preços unitários básicos para captação e consumo – Agência Rhin-Meuse

Fonte	Captação		Consumo	
	FF/m ³	US\$/1000m ³	FF/m ³	US\$/1000m ³
Água superficial	0,0116	1,57	0,11	14,84
Água subterrânea	0,0258	3,48		

Fonte: Conseil d'Administration de l'Agence Rhin-Meuse, Délibération no. 96/35 modifiée par les délibérations no. 96/74, no. 97/70 e no. 98/70 in PROAGUA (2001)

Tabela 4.7: Cobrança por poluição pelas Agências de Água na França (1997)

Parâmetro	Bacia					
	Adour-Garonne	Artois-Picardie	Loire-bretagne	Rhin-Meuse	Rhone-Mediterrane e-Corse	Seine-Normandie
MES (US\$/ano/Kg/dia)	25,57	23,20	14,52	20,20	17,67	22,93
MO (US\$/ano/Kg/dia)	46,83	48,84	28,31	40,40	53,02	54,07
NR (US\$/ano/Kg/dia)	46,28	31,57	43,28	27,72	26,51	57,22
P (US\$/ano/Kg/dia)	62,17	129,92	164,80	42,01	66,17	48,87
MI (US\$/ano/Ket/dia)	883,25	901,73	1271,51	656,32	947,87	1305,64
AOX (US\$/ano/Kg/dia)	109,55	197,24		418,21	147,46	351,98
METOX (US\$/ano/Kg/dia)	91,06	281,82	0,00	111,52	147,46	351,98
SS (US\$/ano/mho/dia)		304,76		22,87	57,47	47,89

Taxa de conversão (1997): 1EU=6,56F e 1EU = US\$0,885

Fonte: OCDE (1999b)

MULTIPLICADORES (OU + SOMATÓRIOS)

Os coeficientes multiplicadores e redutores ou ainda adicionados aos preços básicos de cobrança são de vários tipos e fixados com diversas finalidades. Os coeficientes mais importantes e generalizados são:

- **Coefficiente de Zona:** multiplicador que afeta a cobrança por uso da água e a cobrança por poluição. Em geral, cada bacia é dividida em três zonas de acordo com a escassez do recurso e os coeficientes variam em função da zona e também em função do fator de poluição. Na Agência Seine-Normandie o coeficiente de zona que incide sobre a cobrança por poluição varia entre 1 (zona 3) a 1,25 (zona 1) (*comunicação pessoal*), e de 1 a 1,9 na Agência do Rhin-Meuse (COPPE/UFRJ, 2001);
- **Coefficiente de Uso:** é um fator de majoração que afeta o setor usuário, este fator foi fixado em 5 para o setor doméstico e para atividades econômicas variando de 2 (1997) a 5 (2001) na Agência do Rhin-Meuse para o período de 1997 a 2001 (COPPE/UFRJ, 2001);
- **Coefficiente de Coleta:** este coeficiente incide sobre a cobrança por poluição doméstica e tem por finalidade arrecadar fundos para ampliação e manutenção das redes de coleta. Este coeficiente estava fixado em 2,8 para as agências Seine-Normandie e Rhin-Meuse para o período de 1997 a 2001;
- **Coefficiente de Aglomeração:** fixado em lei, incide também sobre a cobrança por poluição doméstica, e é função população aglomerada, variando entre 0,5 para municípios com até 500 habitantes e 1,4 para a aglomeração parisiense.

4.5.5.2 OUTRAS COBRANÇAS RELATIVAS À ÁGUA

A cobrança por águas pluviais, uma das principais fontes de poluição difusa, ainda não é praticada pelas agências, apesar da evidência da importância deste tipo de poluição na degradação da qualidade da água. Na lei de 1992 foi tentada ainda a introdução de uma taxa baseada no coeficiente de impermeabilização, mas foi rejeitada pelo Ministério das Finanças.

As agências não estão autorizadas a cobrar taxas extras para a finalidade de controle de cheias e não atuam efetivamente sobre este problema. Atualmente as consequências de uma cheia são cobertas pelas seguradoras que foram autorizadas desde 1982 a cobrar 9% sobre os seguros individuais para este fim.

4.5.5.3 TARIFAS PARA OS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTOS

As municipalidades são responsáveis pelos serviços de água e esgoto, e podem provê-los diretamente ou através da delegação a empresas privadas, ou ainda em associação com outros municípios. Cerca de 58% dos municípios franceses tinham seus serviços de abastecimento privatizados em meados da década de 90 (BUCKLAND & ZABEL, 1998). Existe uma política governamental de dar transparência à composição das tarifas e evitar o subsídio, mas a descentralização dos serviços não permite uma regulamentação maior por parte do governo central. Quando os serviços são providos diretamente pelo município, este é obrigado por lei a manter uma contabilidade totalmente separada, de forma a evitar subsídios entre os impostos gerais e tarifas. A delegação dos serviços de água e esgoto a empresas privadas pode ser feita através de contratos de gestão, terceirização ou concessão.

As tarifas médias praticadas eram de US\$1,6/m³ para água e US\$1,51/m³ para esgotos, representando uma tarifa média de US\$3,11/m³, segundo dados relativos a 1996 (OCDE, 1999a). O coeficiente de consumo per capita estava em torno de 137 l/hab.dia, considerando-se exclusivamente o consumo doméstico.

4.5.6 Principais Resultados

O principal resultado alcançado pelo sistema de gestão francês talvez seja o amplo nível de aceitação social e político que este alcançou a despeito dos questionamentos sobre sua constitucionalidade, tendo se tornado um modelo exemplar para os demais países. Em 2001, as seis agências concluíram o VII Programa de Intervenção iniciado em 1997, garantindo investimentos da ordem de 10 de bilhões de francos (\approx 1,5 bilhão de dólares).

4.5.6.1 A EVOLUÇÃO DOS USOS

Segundo dados da OCDE, 1998, a captação de água por habitante na França era de 700 m³/ano, representando uma abstração de cerca de 20% dos recursos disponíveis, um nível de pressão considerado moderado.

A despeito da aplicação da cobrança pelo uso da água bruta, além de outros instrumentos de controle, e de uma política de recuperação de custos no setor de saneamento, a França tem experimentado um crescimento da captação total de água superficial e subterrânea. Entre 1981 e 1994, a captação passou de 31 para 41 bilhões de m³ segundo dados do Ministério de Meio Ambiente (BARRAQUÉ *et al.*, 1998). Este crescimento ocorreu principalmente nos setores doméstico, irrigação e de geração de energia, e é creditado ao aumento populacional acompanhado de uma maior concentração urbana, do aumento das áreas de irrigação, entre outros fatores.

No setor industrial, entretanto, a captação vem caindo: passou de 5,5 para 4 bilhões de m³ segundo as mesmas fontes, que creditam este decréscimo à recessão econômica e à adoção de novas e mais limpas tecnologias instigada pela fiscalização mais rigorosa e pela cobrança das agências (BARRAQUÉ *et al.*, 1998).

O lançamento de cargas poluentes de origem industrial vem apresentando também um decaimento acentuado e contínuo. Os resultados dos programas de monitoramento das agências de água mostram que, entre 1974 e 1997, houve uma redução de 58% da carga orgânica e de 46% de sólidos suspensos e ainda de 75% das substâncias tóxicas (Aménagement du Territoire et Environnement: politiques et indicateurs, 2001, pg.109). Nem toda esta redução pode ser associada ao sistema de gestão recursos hídricos e seus instrumentos, mas é antes o resultado de uma combinação destes com o sistema de gestão ambiental e seus instrumentos de comando e controle. Uma evidência disto é que performances semelhantes são registradas em outras áreas no mesmo período. Um exemplo é a redução da poluição atmosférica: as emissões de SO₂ reduziram-se de cerca de 2.000 x 10⁶ton.ano em 1980 para 300 x 10⁶ton.ano, acompanhadas por uma redução de NO_x de 400 x 10⁶ton.ano para 100 x 10⁶ton.ano no mesmo período (Aménagement du Territoire et Environnement: politiques et indicateurs, 2001, pg256).

4.5.6.2 A EVOLUÇÃO DA QUALIDADE

Na bacia Seine-Normandie, segundo dados do Rapport d'Activité (2000), em 1991 a água apresentava nível de qualidade entre aceitável e excelente em cerca de 60% das estações de controle, sendo qualificada entre boa e ótima em 26%, para os indicadores de carga orgânica, oxigênio dissolvido e amônia. Em 1995, os padrões entre ótimo e aceitável eram registrados em quase 80% das estações, e entre ótimo e bom em 50% delas. Depois de apresentar um ligeiro decaimento nos anos seguintes, em 1999 os índices apresentaram-se semelhantes a 1995, sem nenhuma melhora substancial. Esta relativa estabilidade dos indicadores pode ser derivada do esgotamento do impacto das medidas de controle das cargas pontuais, que estão dentro da esfera de atuação da Agência.

Neste aspecto, as agências de água recuaram em suas propostas de criar novas taxas para a impermeabilização do solo e risco de enchentes, por “*temor que o parlamento encontrasse a oportunidade de declarar o sistema inconstitucional*” (BARRAQUÉ *et al.*, 1998). Recuos deste tipo dificultam as ações das agências sobre outros fatores de degradação dos corpos hídricos, já que existe uma reciprocidade entre o fator gerador da cobrança e o setor de aplicação dos recursos bastante, respeitada nos planos de investimentos das bacias. Esta

reciprocidade faz com que a destinação de recursos para controle das fontes difusas seja ainda bastante limitada por parte das agências.

A tabela 4.8 apresenta as diversas receitas e as devoluções (“primes”) da Agência Seine-Normandie no ano 2000. Naquele ano, a uma receita bruta total de 8.186×10^6 FF, correspondeu uma despesa bruta total de 7.860×10^6 FF. Excluindo-se das receitas e das despesas as devoluções (“primes”) por despoluição feitas às indústrias (2.987×10^6 FF) e ao setor de saneamento (465×10^6 FF), tem-se uma “receita real” de US\$680 milhões (Rapport d’activité, 2000). Aliás, deve-se ter cuidado ao trabalhar com os valores de receita e despesa apresentados pelas agências, já que muitas vezes os valores publicados são brutos, não excluem as devoluções.

Tabela 4.8: Receitas de cobrança na Agência Seine-Normandie			
Base de Cobrança	Redevance/ Receita Bruta (10^6 FF)	Devoluções (Primes) (10^6 FF)	Receita Líquida (10^6 FF)
Poluição Indústria	3.292	2.987	305
Poluição Habitantes	3.132	465	2.667
Captação e Consumo	636		636
Receitas de Capital	813		813
Outras receitas de exploração	313		313
Total	8.186		4.734 (US\$638 x 10^6)
Fonte: Rapport d’Activité - Agência Seine-Normandie (2000)			

A receita **líquida** por poluição na indústria corresponde a apenas 10% da receita **bruta** relativa à poluição potencial estimada/medida neste setor, indicando que o nível de remoção de cargas poluentes na indústria atinge um patamar de 90% para um amplo leque de poluentes que inclui metais, organo-halógenos, nutrientes, entre outros.

A arrecadação líquida vinda do setor industrial representou cerca de 10% da receita líquida total da Agência Seine-Normandie, no ano 2000. A arrecadação no setor doméstico representou quase 90% da receita líquida total.

No caso específico da cobrança, inicialmente rejeitada pelos prefeitos por não concordarem em serem os “usuários-

pagadores” , o fator decisivo para vencer esta resistência foi o fato da cobrança por recursos hídricos e por poluição incidir diretamente sobre o consumidor final, figurando claramente nas contas de água e separada da cobrança pelos serviços de água e esgoto.

4.6 A experiência do Reino Unido (Inglaterra e País de Gales)

Segundo ZABEL & REES (1999), o sistema de gerenciamento de recursos hídricos da Inglaterra e País de Gales é caracterizado por um arranjo institucional fortemente baseado em entidades regulatórias nacionais quase independentes do governo, que aplicam uma abordagem de controle ambiental, integrado por bacia hidrográfica e uma abordagem de recuperação total dos custos relativos aos serviços de água e esgoto e à gestão e monitoramento.

4.6.1 Entidades de gestão

Em 1989, juntamente com a privatização dos serviços de água e esgoto, foram criados três órgãos de regulação: National River Authority (NRA), Office Water Services (OFWAT) e Drinking Water Inspectorate (DWI).

O OFWAT é o órgão regulador dos serviços de saneamento, responsável pela política tarifária e pela qualidade do serviço prestado. A atuação do OFWAT tem reflexos importantes na gestão dos recursos hídricos, já que a política tarifária influencia diretamente o nível de consumo e de tratamento dos efluentes.

O DWI atua numa área mais específica de fiscalização e normatização das condições mínimas da água distribuída, e não tem uma atuação na gestão de recursos hídricos.

O NRA, é um órgão estatal que até 1996 constituía a principal entidade de gerenciamento de recursos hídricos, responsável por todas as funções de regulação e controle do uso da água e “com um alto perfil ambientalista” (BETLEM, 1998). O NRA contava ainda com uma organização por bacias hidrográficas.

Além do NRA, o Her Majesty’s Inspectorate of Pollution (HMIP) teve, a partir de 1990, a responsabilidade de administração dos sistemas de controle integrado da poluição (IPC), aplicado sobre os maiores poluidores.

Em 1996, foi criada a Agência Ambiental, que absorveu o NRA, o HMIP e as funções de regulação sobre despejos detidas por autoridades locais. Esta unificação teve por objetivo estabelecer uma abordagem integrada no controle ambiental para os diferentes meios.

4.6.2 Legislação

O Environmental Protection Act de 1990 estabeleceu que os processos de produção mais poluentes teriam que ser licenciados dentro de uma abordagem de controle integrado de poluição e aplicar BATNEEC⁸, as restrições derivadas dos EQO/EQS sendo então consideradas como requerimentos mínimos. Uma portaria do HMIP define os padrões e processos industriais qualificados como BATNEEC.

O Water Resources Act de 1991 estabeleceu que os demais processos (non-IPC) deviam ser licenciados dentro da abordagem de EQO/EQS estabelecidos pelo NRA. Os objetivos de qualidade da água por sua vez são fixados pelo NRA com base nas seis classes de uso da Diretiva Europeia de Águas.

4.6.3 Cobrança pelo uso da água

Na Inglaterra e País de Gales, a atribuição de valor econômico para a água se manifesta direta ou indiretamente de duas formas:

- Cobrança por captação de águas superficiais e subterrâneas e por lançamento de efluentes;
- Política de recuperação integral de custos nas tarifas de água e esgoto.

4.6.3.1 COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA

Em 1991, o NRA introduziu a cobrança por lançamento de efluentes e em 1993 a cobrança por captação de águas superficiais e subterrâneas. Ambas as cobranças tinham por objetivo cobrir os custos administrativos e de gestão e monitoramento do NRA. São compostas por uma parcela fixa, cobrada no momento da emissão da outorga, e outra variável em função do uso, cobrada anualmente.

A cobrança por lançamento de efluentes se aplica a lançamentos em águas interiores, costeiras e subterrâneas. A parcela fixa da cobrança correspondia a £519 até 1994 (BUCKLAND & ZABEL, 1998). A parcela anual é calculada pela expressão:

$$\text{Cobrança poluição} = D (AxBxC)$$

onde:

⁸ BATNEEC: Melhor tecnologia disponível que não incorra em custos excessivos para evitar, se possível, emissões das substâncias mais perigosas e minimizar tornar menos danosas todas as emissões (Rees & Zabel, 1998).

D = fator financeiro (£401 até 1994);

A = fator de volume efluente, definido por faixa de vazão varia entre 2 a 14;

B = fator de conteúdo, função da toxicidade dos poluentes presentes no efluente, varia de 14 (orgânicos complexos e pesticidas) a 0,3 (efeito ambiental mínimo);

C = fator de categoria do corpo receptor, varia de 0,5 (subterrâneo) a 1,5 (estuários).

A metodologia de cobrança por captação, também definida de forma única para todo o país, leva em conta fatores relacionados a: *i)* tipo de fonte; *ii)* estação do ano; *iii)* parcela de consumo (fatores de perda); entre outros. Além disso, o preço unitário básico é fixado regionalmente em função da escassez do recurso. A cobrança é composta por duas parcelas, a primeira dela é fixa, 100£, incide sobre qualquer novo pedido de outorga e se destina a cobrir os custos administrativos do processo. A segunda parcela é o produto entre a cobrança unitária e o volume outorgado, é cobrada anualmente, e se destina a cobrir os custos de gestão e monitoramento do NRA. Dados de 1993/94 indicam que os preços cobrados variavam entre £4,92/1000 m³ (US\$8/1000 m³) a £16,42/1000 m³(US\$26/1000 m³) (BUCKLAND & ZABEL, 1998).

4.6.3.2 TARIFAS DE ÁGUA E ESGOTO

O processo de privatização do setor de saneamento dividiu os serviços entre dez companhias de água e esgoto e dezenove companhias de água que fazem apenas abastecimento. O OFWAT aplica uma política tarifária que permite a estas companhias gerar receitas suficientes para cobrir, de forma integral, seus custos de operação, manutenção e de ampliação e melhoria da qualidade dos serviços. Estes custos reais repassados ao consumidor, representam tarifas da ordem de US\$1,4/m³ para água e de US\$1,6/m³ para esgoto, e são suficientemente altas para induzir níveis bastante baixos de consumo, em média 141 l/hab.dia (OCDE, 1999a).

Um aspecto interessante é que o OFWAT aplica fórmulas de cálculo para definir a tarifa limite permitida a cada prestador que embutem fatores de eficiência e de melhoria dos serviços prestados.

O valor básico da tarifa de água é afetado por coeficientes fixados em função da redução de perdas e da melhoria da qualidade do serviço prestado. A metodologia de cálculo da tarifa de esgoto, por exemplo, permite que se cobre de acordo com o nível de tratamento aplicado. A tarifa varia de acordo com a existência de tratamento primário/secundário e com a eficiência do tratamento (redução de DQO e de sólidos suspensos).

Tarifas deste tipo tendem a induzir a empresa prestadora do serviço a buscar uma constante ampliação do tratamento e melhoria da eficiência dos serviços e tende a ser um dos fatores responsáveis pelos altos índices de tratamento de efluentes domésticos na Inglaterra e País de Gales. Por outro lado, os custos de tratamento são integralmente arcados pelos usuários que atendidos, apesar de se saber que a conexão dos usuários aos sistemas de tratamentos beneficia ao meio ambiente como um todo, e no limite, deveriam ser arcados por toda a comunidade. Para os níveis de conexão e tratamento registrados na Inglaterra, esta discussão é descabida, mas é pertinente em países onde o nível de tratamento é baixo.

4.6.4 Principais Resultados

É importante notar que no modelo inglês a cobrança perde totalmente qualquer pretensão de compensar externalidades, ou seja, ser instrumento econômico, sendo apenas instrumento de geração de recursos para financiar o sistema de gestão e controle, que, de outra forma, deveria ser arcado pelo estado. Neste modelo, a gestão é exercida por um órgão público pago pelos recursos gerados pela cobrança. A partir do orçamento anual do órgão gestor e da grandeza e tipologia dos usos, são calculadas as taxas unitárias por uso, de forma que o montante gerado pela cobrança garanta a sustentabilidade econômico-financeira do sistema. O risco deste sistema é a falta de controle daqueles que devem pagar a conta (usuários) sobre aqueles que geram a despesa (órgão gestor). Na Inglaterra e País de Gales, ocorreram negociações entre os usuários e o órgão gestor para reduzir os custos do sistema de gestão. A solução encontrada foi a ampliação do auto-monitoramento por parte das companhias de saneamento e das indústrias.

Por outro lado, a combinação entre níveis tarifários que permitem a recuperação de custos e fórmulas de fixação de tarifas que levam em conta a qualidade dos serviços prestados, levou a Inglaterra e País de Gales, segundo dados de 1996, a apresentar níveis de coleta e tratamento de 96%, sendo que 80% dos efluentes urbanos recebem tratamento secundário ou terciário (OCDE, 1999a).

O consumo médio doméstico em torno de 141 l/hab.dia (OCDE, 1999a) é similar aos padrões da França e ligeiramente mais alto que o consumo médio da Alemanha.

4.7 A experiência holandesa

4.7.1 Aspectos gerais da gestão

O sistema de gestão da água holandês difere dos sistemas discutidos anteriormente em dois aspectos fundamentais: a existência de dois níveis de dominialidade que divide os cursos d'água em “nacionais” e “provinciais”, e a montagem de um sistema de gestão e de cobrança destinado a prover tratamento de efluentes e cobrar pelo serviço.

Para fins de gestão, as águas superficiais holandesas estão divididas em “águas nacionais”, constituídas pelos grandes rios, canais, lagos e águas costeiras e “água não-nacionais”, constituídas pelos corpos hídricos interiores. A gestão dos recursos hídricos está dividida em duas instâncias: o governo nacional é responsável pelas “águas nacionais”, enquanto que as águas interiores ficam sob a responsabilidade dos governos provinciais.

A gestão das “águas nacionais” é feita de forma centralizada por um organismo estatal, o Departamento de Canais e Obras Hidráulicas (Rijkswaterstaat), subordinado ao Ministério de Transportes, Obras Públicas e Gerenciamento de Recursos Hídricos, que é responsável pelas políticas gerais de água e pelo planejamento destes corpos hídricos.

O Ministério do Planejamento, Habitação e Meio Ambiente tem responsabilidades na área de água potável, saneamento e uso do solo.

As “águas não-nacionais”, por sua vez, são geridas de forma descentralizada, já que a maior parte dos governos provinciais transferiu a gestão da água para organismos de bacia, os chamados “Waterschappen”. Em 1995, a gestão das águas interiores num país de dimensões relativamente pequenas, estava distribuída entre vinte e sete “Waterschappen”, dois governos provinciais e um conselho municipal (HÖTTE & al., 1995), demonstrando o alto nível de descentralização existente.

Os organismos de bacia são integrados por membros eleitos pelos grupos de interesse e o direito a voto é derivado da obrigação de pagamento das taxas (CORREIA *et al.*, 1998). Além das atividades relativas à gestão, os “Waterschappen” são responsáveis pelos serviços de tratamento de esgoto, incluindo-se aí a construção e operação das estações.

A coleta de esgotos é de responsabilidade dos governos locais, enquanto que o abastecimento público é feito separadamente pelas companhias de água, que apesar de terem uma estrutura privada, são de propriedade dos governos locais.

4.7.2 Objetivos de Qualidade Ambiental

Em termos de qualidade ambiental os corpos hídricos holandeses devem atender aos critérios de “No Observed Effects Concentrations (NOCEs)” derivados de ensaios de toxicidade crônica nas espécies aquáticas (CORREIA *et al.*, 1998).

4.7.3 Legislação

Na Holanda, a divisão de responsabilidades concernentes à gestão dos recursos hídricos e a definição dos instrumentos são fixadas por um conjunto de leis que tratam das águas superficiais e subterrâneas, abastecimento público, saneamento, navegação e controle de enchentes, entre os quais citam-se: Lei das Águas Superficiais, Lei das Águas Subterrâneas, Lei de proteção do Solo, Lei dos Rios, Lei do Abastecimento Público.

A Lei das Águas Superficiais (Wet verontreiniging oppervlaktewater, WVO), publicada em 1970, trata do controle da poluição das águas superficiais, tendo instituído um sistema de licenciamento e controle e um sistema de cobrança por emissão de efluentes. O principal objetivo do sistema de cobrança por emissão de efluentes foi arrecadar fundos para a construção e operação dos sistemas de tratamento de efluentes.

A Lei dos Organismos de Bacia (Waterschappen Act) trata dos objetivos destes organismos, composição, financiamento e supervisão dos mesmos.

4.7.4 Cobrança pelo uso da água

Na Holanda a cobrança por uso dos recursos hídricos incide sobre:

- Cobrança por poluição relativa ao lançamento de efluentes;
- Cobrança por captação aplicada apenas para as águas subterrâneas;

A ausência da cobrança por captações superficiais pode ser justificada pela extrema e homogênea abundância destes recursos e pela posição geográfica do país onde todo o território se estende por uma pequena faixa de terras junto mar. A captação per capita é de 520 m³/hab.ano, representando apenas 8,6% dos recursos hídricos superficiais disponíveis (OCDE, 1998).

Quando foram instituídas, as cobranças visavam a arrecadar recursos e induzir o tratamento de efluentes domésticos e industriais e proteger os recursos hídricos subterrâneos, estes sim ameaçados pela intrusão salina e pela poluição. Na Holanda, um país totalmente “de jusante”, a introdução de uma cobrança por captação de recursos hídricos superficiais não faria muito sentido, já que uma redução deste tipo de consumo não é um objetivo do sistema

de gestão, que mais preocupado está em reduzir a poluição hídrica e o garantir o frágil equilíbrio dos lençóis subterrâneos. O caso holandês exemplifica uma situação em que a indissociabilidade entre os usos qualitativos e quantitativos para fins de gestão não se aplica integralmente.

4.7.4.1 COBRANÇA POR POLUIÇÃO

A cobrança por poluição, instituída pela Lei das Águas Superficiais, é feita com base na carga orgânica e de metais pesados medida em termos de equivalentes-habitante. Cada equivalente-habitante representa a demanda de oxigênio bruta média diária derivada da poluição produzida por cada indivíduo. Adicionalmente, cada 100 gramas de cádmio, mercúrio ou arsênico, ou 1 quilo de cobre, níquel, zinco ou chumbo, correspondem a um (1) equivalente-habitante (EH). A carga poluente é calculada pela metodologia exposta no Capítulo II, Quadro 1.

O sistema holandês estabelece a cobrança de 3 EH's por unidade habitacional, mas cada pessoa pode optar por ser taxada individualmente em 1 EH. Pequenas indústrias que emitem menos que 5 EH's são taxadas igualmente em 3 EH's.

Além destas medidas de simplificação do sistema de cobrança e para evitar incorrer em altos custos de monitoramento de efluentes, as indústrias que emitem até 1.000 EH's são taxadas em função das cargas poluentes estimadas com base em seus processos industriais, número de empregados, consumo de água ou de matérias primas. Estas são denominadas "indústrias tabeladas". Uma "indústria tabelada" que não concorde com os valores estimados terá que arcar com os custos de medição, passando a ser cobrada pela carga poluente medida.

O investimento estimado para instalação de pontos de medição é de aproximadamente 150.000 GLD (US\$75.000), fazendo com que poucas "indústrias tabeladas" de porte médio optem pela medição (HÖTTE *et al.*, 1995). Medições dos efluentes são feitas apenas para indústrias que emitem acima de 1.000 EH's ("indústrias medidas"). A frequência da medição é função da vazão e da qualidade do efluente: quanto maior a carga maior a frequência de medição.

A carga poluente estimada ou medida é convertida em equivalentes habitante de acordo com o peso de cada um dos diferentes poluentes presentes e taxada de acordo com o valor unitário estabelecido para 1 EH.

O valor unitário da cobrança é fixado individualmente pela instituição responsável pelo gerenciamento do corpo hídrico. O governo nacional cobra pelas descargas feitas em águas sob seu domínio e os organismos de bacia, governos provinciais ou locais, pelas descargas nos demais corpos hídricos ou nas redes de coleta sob seu controle.

Os recursos arrecadados pelos organismos de bacia, governos provinciais ou locais são usados para cobrir os custos dos sistemas de tratamento dos efluentes sob sua responsabilidade, sendo que os valores unitários da cobrança por equivalente-habitante são fixados ano a ano em função destes custos.

Os recursos arrecadados pelo governo federal são destinados a um fundo usado para financiar o sistema de gestão, para pagar aos “Waterschappen” por tratamento de efluentes e, até 1993, se destinavam também a doações para construção de estações de tratamento pelas empresas que lançavam em águas nacionais. Estas doações podiam chegar a 60% dos custos de investimento em tratamento biológico e até 90% para tratamento físico-químico. Apenas as empresas instaladas antes de 1970 eram aptas a receber estas doações.

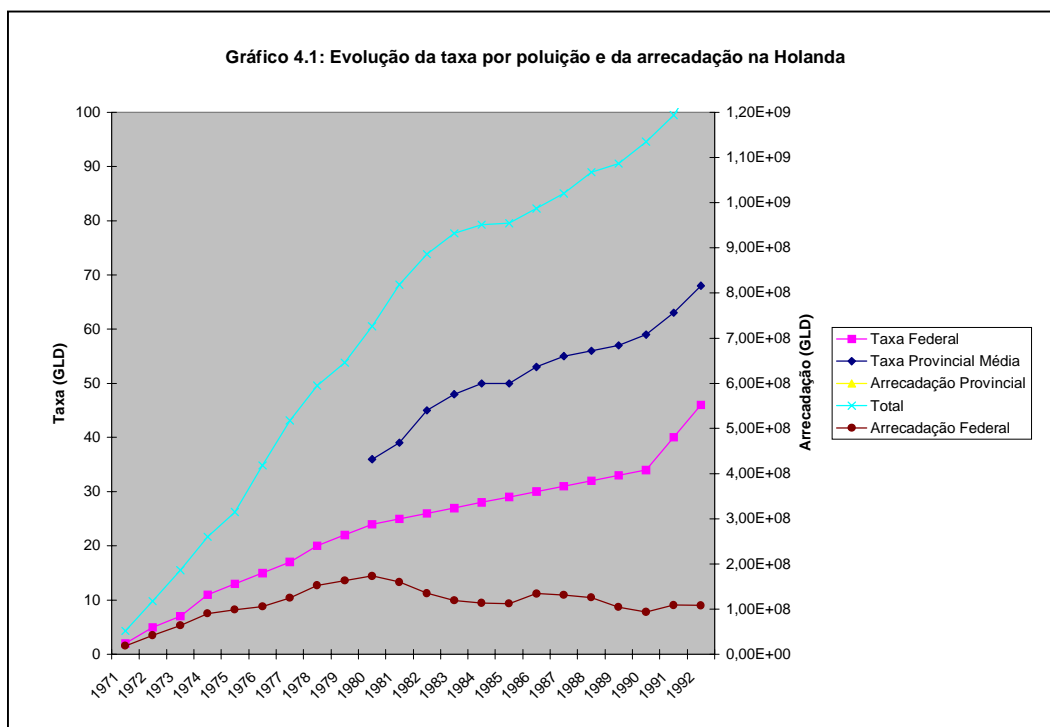
Este sistema encerrava uma grave contradição. Estimulados, por um lado, pela cobrança e, por outro, pela disponibilidade de verbas para construção de ETE's, os grandes poluidores foram reduzindo suas cargas poluentes taxáveis, obrigando os organismos de bacia a aumentar os valores unitários da cobrança, para fazer frente aos custos fixos derivados da capacidade instalada dos seus respectivos sistemas de tratamento, muitos deles tornados parcialmente ociosos. Em 1993, o governo federal interrompeu o sistema de subsídios às empresas por considerar superada a necessidade deste tipo de estímulo para controle da poluição. Isto denota a importância de se planejar os sistemas de tratamento levando em conta o decaimento potencial das vazões e das cargas poluentes a serem tratadas em função de estímulos financeiros tais como: introdução da cobrança pelo uso da água, aumento das tarifas decorrentes das políticas de recuperação de custos ou facilidades de financiamento.

A cobrança federal por unidade de poluição, que começou em 2 NGL em 1971, atingiu 40 NGL (US\$20) em 1992, enquanto que a cobrança média praticada pelos “Waterschappen” passou de 36 NGL para 68 NGL (US\$34) entre 1980 e 1992.

O gráfico 4.1 mostra a evolução da arrecadação federal e provincial entre 1970 e 1992.

Quando a cobrança se iniciou, em 1971, a arrecadação federal foi de US\$9 milhões/ano e a cobrança dos “Waterschappen” atingia US\$17 milhões/ano. Com o crescimento da cobrança unitária, em 1992 a arrecadação federal já atingia cerca de US\$50 milhões/ano e a dos “Waterschappen” cerca de US\$600 milhões/ano, o que correspondeu a uma cobrança

média de US\$43/habitante.ano. Este valor compreende não só a cobrança pelo uso da água para diluição de efluentes como também o serviço de tratamento de esgotos.



4.7.4.2 COBRANÇA POR CAPTAÇÃO

Na Holanda a cobrança por captação só é estabelecida para águas subterrâneas e é cobrada duplamente pelos governos provinciais e pelo Ministério das Finanças. A cobrança nacional só foi introduzida a partir de 1995.

A taxa provincial varia entre 0,01 a 0,08 NGL/m³, ou seja, US\$5 a 40/1.000 m³ (BUCKLAND & ZABEL, 1998). Os recursos arrecadados são usados para financiar pesquisas e ações de proteção das águas subterrâneas.

A taxa federal foi estabelecida em 0,34 NGL/m³ (US\$0,17/m³) para as companhias de abastecimento, podendo-se abater 0,285 NGL/m³ no caso de injeção de águas superficiais nos aquíferos. Para outros usos o valor da taxa foi estabelecido em 0,17 NGL/m³ (US\$0,08/m³), e o abatimento em 0,115 NGL/m³. Não existe nenhuma vinculação dos recursos à aplicação na gestão ou proteção dos recursos hídricos.

4.7.4.3 COBRANÇA POR ABASTECIMENTO DE ÁGUA E COLETA DE ESGOTOS

O abastecimento de água e a coleta de esgoto são de responsabilidade das municipalidades, e as companhias de água, que pertencem aos governos locais, devem empenhar-se por

praticar tarifas que permitam a recuperação dos custos de provisão dos serviços, o que, por outro lado, implica em não buscar lucros com esta atividade. Com isto as tarifas de água e esgoto na Holanda são bastante altas, a tarifa média praticada era de US\$3,16/m³ em 1998, tendo-se observado um aumento anual médio real de 4,6% entre 1990 e 1998 nas tarifas (OCDE, 1999a). Conseqüentemente os níveis de consumo estão entre os mais baixos da Europa, em torno de 130 l/hab.dia (OCDE, 1999a).

A tabela 4.12 apresenta um resumo das tarifas médias de abastecimento doméstico e de coleta de esgotos na Holanda.

Somente com a coleta de esgotos, em 1994 foram arrecadados 866 milhões de NGL (US\$430 milhões), o que representou uma cobrança média de US\$29/ habitante.ano.

Tabela 4.12: Tarifas de Água e Esgoto na Holanda			
Serviço	Fonte	Tarifa (m3)	
Abastecimento público	Águas superficiais (1993) ¹	2,45 NGL	US\$1,2
	Águas subterrâneas (1993) ¹	1,5 NGL	US\$0,7
	Média (1999) ²	2,9 NGL	US\$1,5
Esgoto	Média (1999) ²	3,6 NGL	US\$1,8
1 - Dados de 1993, segundo Buckland e Zabel (1998)			
2 - OCDE, 1999a			

4.7.5 Principais Resultados

Com respeito ao controle da poluição hídrica, a política de gestão iniciada em 1970 com base na Lei das Águas Superficiais (WVO) conseguiu uma redução drástica das cargas poluentes, tanto em termos de carga orgânica, como em termos de metais pesados e outros poluentes. A tabela 4.13 mostra a evolução das cargas orgânicas produzidas por setor e também das cargas tratadas nas estações públicas de tratamento. Alcançou-se uma redução das cargas orgânicas totais lançadas em águas superficiais da ordem de 65%, sendo que o setor industrial (manufatura) obteve reduções da mesma ordem de grandeza. Outro aspecto importante foi a melhoria de desempenho das ETE's que, em 1975, conseguiam reduzir cerca de 63% da carga bruta e em 1990 já registravam reduções de 76%.

Em termos de redução de consumo, pesquisa da OCDE, 1999, registra um pequeno acréscimo no consumo doméstico per capita de 122 l/hab.dia, em 1985, para 130 l/hab.dia, em 1990, tendo-se mantido praticamente constante a partir daí, o que coloca a Holanda como um dos países de menor consumo per capita do mundo.

Tabela 4.13: Redução da Carga Orgânica nos Efluentes (10⁶ EH⁹)						
Fontes	1975	1980	1985	1988	1989	1990
Doméstico ¹	13,7	14,1	14,5	14,8	14,8	14,9
Agricultura	0,2	0,1	0,1	0	0	0
Manufatura (indústrias)	15,3	9,7	5,9	6	5,7	5,7
Outras companhias ²	3,9	4,1	3,8	3,8	3,8	3,9
Descarga total	33,1	28	24,3	24,6	24,3	24,5
Carga bruta tratada ETE's públicas	12	16,5	18,4	20,5	20,5	20,8
Carga remanescente ETE's públicas	4	4	3,9	5,9	5,1	4,9
Carga total lançada em águas superficiais	25,1	15,5	9,8	10	8,9	8,7
Notas: 1975,1980 e 1985 baseado em 1 IE = 150g (DQO + 4,57 * N _k) 1988,1989 e 1990 baseado em 1 IE = 136g (DQO + 4,57 * N _k) 1 – baseado em 1 IE por habitante 2 – Serviços públicos, construção, turismo, comércio, serviços e transportes Fonte: HÖTTE <i>et al.</i> , (1995)						

4.8 Aspectos importantes nos sistemas de gestão

Os sistemas de gestão e controle dos recursos hídricos são essencialmente “ad hoc” e vêm sendo montados de acordo com as necessidades ditadas pela situação dos recursos hídricos, incorporando portanto na suas estruturas muito da cultura de cada país, . Assim ocorre no modelo alemão que usa de forma bastante limitada o estímulo econômico e privilegia, fortemente, o comando e controle. Isto se dá no controle de poluição onde a cobrança é baixa, mas existem limites de emissão de poluentes muito severos , com multas altas pelo não cumprimento das normas e um forte aparato estatal de controle. Por outro lado, o estado sempre contou com recursos para investimento na recuperação e proteção dos recursos hídricos, e a população, dona de uma das mais altas rendas per capita do mundo, pode arcar com tarifas de água e esgoto que busquem recuperar quase integralmente os custos.

Mesmo nos poucos organismos de bacia, apesar de existir ampla liberdade para formação de associações, observa-se a presença da mão forte do estado central. Um

⁹ EH Equivalente – Habitante.

exemplo é a agência do Ruhr, uma das mais antigas e bem sucedidas agências alemãs e que foi formada por decreto federal com membros designados de forma compulsória. Conta um dirigente alemão desta agência que, durante discussões no Texas para formação de uma agência de bacia, ao ser sugerido que a designação de membros por decreto poderia ser uma forma de viabilizar a agência, um técnico americano respondeu: “*nós americanos não atravessamos um oceano para ter que criar associações de forma compulsória*¹⁰” (ALBREICHT, 2000, comunicação pessoal). Este sistema de gestão por estado e, em algumas regiões, por bacia, funciona muito bem com a cultura e o poderio econômico alemão, e permitiu que, hoje, no lado ocidental, nenhum rio esteja fora de classe e que tenham ocorrido substanciais reduções das cargas poluentes que chegam ao mar Báltico e mar do Norte, situações derivadas de um alto nível de cumprimento com a legislação ambiental.

Já a França adotou um modelo de gestão que envolve muita negociação no âmbito dos comitês de bacia, e usa fortemente o estímulo da cobrança para a redução das cargas poluentes. O sistema de gestão é em parte dissociado do sistema de controle, sendo a fiscalização do cumprimento com os limites de emissão de cargas poluentes exercido por entidades estatais, enquanto que a gestão é de responsabilidade dos comitês e agências. Por outro lado, a atuação das agências é fortemente limitada pelos interesses diretos de seus próprios membros, tanto em termos de área de atuação, não atua efetivamente sobre o controle da poluição difusa ou de cheias, por exemplo quanto em termos do montante de recursos aplicados, sempre limitados pelo nível de cobrança aceito pelos comitês. A França não alcançou ainda níveis de controle da poluição similares aos da Alemanha. Em 1994, o presidente da Agência do Adour-Garonne declarou: “*nós eliminamos 35% da poluição enquanto que a Alemanha eliminou 65%, nós teríamos que duplicar o preço da água para alcança-los*” (BARRAQUÉ *et al*, 1998).

Um aspecto comum a todos é a implementação gradativa do instrumento da cobrança. França, Alemanha e Holanda implantaram seus sistemas de cobrança prevendo o incremento gradual das taxas de forma a amortizar o impacto econômico sobre os agentes poluidores, sendo este fator considerado essencial para melhor aceitação do instrumento. Na Alemanha, a lei da taxa de esgotos ao ser publicada já apresentava os valores que iriam vigorar ao longo dos 20 anos seguintes. Aliado a isto, a lei previa também descontos substanciais durante a fase de implantação dos sistemas de

¹⁰ Se referindo à libertação da Inglaterra

tratamento. Na França, logo após o decreto que instituiu a cobrança em 14/09/1966, o governo central acordou com algumas indústrias em cobrir parte da conta gerada pela cobrança exigindo como contrapartida a instalação de equipamentos de controle da poluição. Caso os contratos não fossem cumpridos, as indústrias teriam que pagar a parte da cobrança coberta pelo governo. Diante da boa performance destes acordos, o parlamento incorporou à política de águas contratos para determinadas tipologias industriais que previam os subsídios governamentais e taxas de poluição especiais a serem pagas para programas de implantação de equipamentos de controle da poluição.

Uma pesquisa na Holanda, publicada em 1983, entre os industriais registrou que 82% dos entrevistados citaram a intervenção governamental como principal estímulo à implantação de sistemas de controle da poluição, e dentre estes a maioria apontou a cobrança por poluição como principal fator, ressaltando que nem tanto pelos valores cobrados naquele momento, mas sim pela expectativa de aumentos futuros (KRAEMER & BONGAERTS, 1987).

Nos sistemas de gestão alemão e inglês a cobrança perde totalmente qualquer pretensão de compensar externalidades, ou seja ser instrumento econômico, sendo apenas instrumento de geração de recursos para financiar o sistema estatal de gestão e controle, usualmente suportado pelo estado. Os baixos níveis de cobrança observados nestes sistemas, faz com que o instrumento não apresente *eficiência econômica*.

Por outro lado, no sistema inglês e em parte no alemão, os valores de cobrança são fixados de forma a cobrir, pelo menos, os custos do sistema, de forma que o montante gerado dê sustentabilidade financeira ao sistema. Ou seja, o instrumento da cobrança tende a apresentar *efetividade econômica e financeira*. No sistema inglês, como a cobrança é definida a partir do orçamento anual do órgão gestor, o risco deste sistema é a falta de controle daqueles que devem pagar a conta (usuários) sobre aqueles que geram a despesa (órgão gestor).

Nos sistemas francês e holandês, onde a cobrança é fixada em níveis capazes de gerar recursos para investimento, a cobrança pode, mesmo parcialmente, ser capaz de internalizar deseconomias geradas pelo uso do recurso, apresentando *eficiência econômica*. Mas isto se verifica mais para os setores usuários não monopolistas, ou seja, aqueles que não podem repassar aos consumidores diretamente os aumentos de custos gerados pela cobrança, sob risco de perda de competitividade, como é o caso do setor industrial e agrícola. O problema deste sistema é que justamente este argumento é usado para limitar o valor da cobrança a níveis que possam ser absorvidos pelo usuário/ produtor sem alteração substancial dos seus

custos. Como os níveis de receitas gerados superam largamente os custos administrativos e tendem a superar os custos de transação, a cobrança tende a apresentar alta *efetividade econômica e financeira*.

A cobrança praticada na França e Holanda apresenta alto *impacto ambiental*, já que pelos níveis em que é praticada tem sido capaz de induzir a mudança de comportamento do usuário poluidor, vide a redução da poluição de origem industrial nestes dois países.

5. O Impacto da Cobrança sobre o Uso Doméstico e Industrial

5.1 Introdução

O objetivo da análise, a seguir apresentada, é tentar aferir como os diferentes níveis de cobrança pelo uso da água têm induzido uso mais sustentável dos recursos hídricos, através de um uso mais racional e de melhorias na qualidade da água, à luz da experiência de países onde este instrumento de gestão vem sendo praticado.

Sabe-se que qualquer nível de cobrança tende a induzir melhorias na qualidade da água, seja por mudanças de comportamento por parte do usuário na busca de redução de custos, seja porque gera recursos financeiros que podem ser reaplicados em controle, proteção e tratamento do recurso. Através desta análise tenta-se conhecer o “ajuste fino” na definição do valor de cobrança e dos demais instrumentos que compõem o sistema de gestão que permitam o alcance dos padrões de qualidade ambiental desejáveis para o sistema hídrico.

No que tange ao uso do estímulo financeiro da cobrança para induzir uma alocação mais racional do recurso hídrico e alavancagem de recursos financeiros para financiamento do sistema de gestão e de intervenções nas bacias, identifica-se nas políticas de gestão dos recursos hídricos duas linhas de ação, em geral, simultâneas:

- Adoção da cobrança pelo uso da água bruta por captação, consumo e diluição de efluentes; e
- Adoção de tarifas para os serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos que permitam a recuperação dos custos de provisão e de ampliação dos serviços.

Como foi discutido anteriormente, nos países onde é praticada, a cobrança pelo uso da água bruta ainda não conseguiu atingir níveis capazes de internalizar integralmente as externalidades geradas e com isso garantir uma alocação ótima dos recursos, tendo sido muito mais um instrumento arrecadatório cuja receita se destina ao financiamento do sistema de gestão e controle e ao financiamento parcial de ações de preservação e recuperação dos recursos.

Por outro lado, a política de adoção de tarifas que permitam a recuperação dos custos de provisão dos serviços de saneamento tem desempenhado um papel importante como instrumento incentivador de um uso mais racional da água, ainda que os níveis de tarifas

atualmente praticados não reflitam o custo marginal da provisão destes serviços. Historicamente, as tarifas praticadas sempre foram subsidiadas e a prioridade de investimentos era dada aos serviços de abastecimento, sendo as tarifas incapazes de gerar recursos para financiamento dos sistemas de tratamento de esgotos. Com a política de recuperação de custos, as tarifas têm sofrido fortes aumentos e, além de se constituírem em fator gerador de recursos para investimento para coleta e tratamento de esgotos, apresentam grande impacto sobre o comportamento dos usuários com respeito ao consumo. Para o consumidor doméstico, o impacto dos aumentos de tarifas tende a ser maior que o impacto da cobrança pelo uso da água, já que a parcela relativa a esta última na conta de água é relativamente baixa nos países onde é praticada.

Assim, a análise do impacto da cobrança sobre o comportamento do usuário deve abranger também esta outra “forma de cobrança” praticada através da recuperação dos custos dos serviços de saneamento.

Frente unicamente ao estímulo financeiro da cobrança pode-se, a princípio, esperar os seguintes comportamentos por parte dos usuários/poluidores doméstico e industrial:

1. O usuário doméstico individual só é induzido pela cobrança a reduzir seu uso quantitativo, ele não tem controle sobre o uso qualitativo já que não está sob seu controle a decisão de tratar ou não o efluente ou sobre o nível de tratamento a ser aplicado, a ele só são apresentadas faturas com base em tarifas oneradas pelo repasse, em geral integral, da cobrança pelo uso da água e que podem ou não ser função do tipo de serviço existente, não cabendo a ele optar por ter ou não o serviço.
2. A capacidade da cobrança de reduzir o consumo doméstico é limitada já que, a partir de um patamar mínimo de uso definido pelos hábitos pessoais, o usuário doméstico passa a privilegiar o conforto em detrimento da economia, até mesmo porque as próprias políticas macroeconômicas de cada país impedem que as despesas com água/esgoto venham a representar um percentual elevado das despesas de cada família.
3. Os prestadores dos serviços de água e esgotos urbanos, desde que possam repassar integralmente para as tarifas a cobrança pelo uso qualitativo e quantitativo da água, não são induzidos pela cobrança em si a reduzir captação ou carga poluente¹¹.
4. O usuário industrial é extremamente sensível à cobrança quantitativa, seja ele usuário de um sistema urbano ou mantendo seu próprio sistema de abastecimento, devido à competitividade do meio em que está inserido.

¹¹ Na França, as companhias de saneamento recebem das agências a devolução por redução da poluição (“primes”) e podem ou não repassá-la para as tarifas, o que se constitui num estímulo ao tratamento, mas pode resultar numa injustiça com os usuários domésticos.

5. O usuário industrial tende a ser mais sensível à cobrança qualitativa quando descarrega os efluentes diretamente nos corpos hídricos. Quando a descarga é feita numa rede pública, seu comportamento vai depender dos padrões permitidos de descarga na rede e do tipo de tarifa a qual está sujeito, se puramente volumétrica ou variável em função da carga poluente emitida. Em qualquer das situações, o comportamento vai depender muito do nível de fiscalização.

Estas considerações, bastante óbvias, tem como objetivo mostrar as limitações do instrumento da cobrança para alterar substancialmente o comportamento do usuário/poluidor e evidencia a necessidade de que o sistema de gestão conte também com medidas complementares modeladas inclusive em função do tipo de usuário a atingir.

A seguir, será analisado, qualitativa e quantitativamente, o comportamento de cada tipo *de* usuário diante da introdução dos sistemas de gestão e de cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Serão enfocadas, principalmente, as experiências daqueles países apresentadas no capítulo anterior, tentando definir quais outros instrumentos de gestão, em dadas circunstâncias, contribuíram para aumentar a eficiência do instrumento da cobrança. Esta análise é extremamente difícil devido a uma relativa insuficiência de dados detalhados e à falta de homogeneidade dos diversos dados publicados disponíveis.

A análise da eficiência da cobrança será feita separadamente para o usuário industrial e doméstico em função das diferenças de comportamento esperado de cada grupo. Além destas análises específicas por setor usuário, outras análises mais gerais tentarão estabelecer:

- O que representa o montante arrecadado pelo instrumento da cobrança em relação aos gastos dos países com gestão e controle e abatimento da poluição;
- A relação custo-eficiência e custo-efetividade dos diferentes sistemas de gestão dos recursos hídricos;
- Quais instrumentos e medidas de gestão complementares foram usados para melhorar a eficiência da cobrança e sua importância relativa às mudanças de comportamento.

5.2 O impacto da cobrança sobre o uso doméstico

A tabela 5.1 apresenta dados recentes sobre tarifas médias de água e esgoto e os correspondentes aumentos destas tarifas, bem como os níveis de cobertura dos serviços de abastecimento e tratamento, e também a evolução do consumo per capita em alguns países da OCDE. Esta tabela apresenta ainda dados de renda per capita que serão usados em algumas análises. Os dados apresentados são oriundos de uma ampla pesquisa efetuada pela

OCDE sobre preço da água publicada de forma mais resumida no livro “*Le Prix de L’Eau*” e, mais detalhadamente, no relatório “*Tarification de l’eau à usage ménager dans les pays de l’OCDE*”, ambos de 1999. Estes dados foram complementados com dados de outros estudos, onde necessário.

Os dados reproduzidos a partir do estudo da OCDE serão usados como dados básicos de algumas análises, a seguir apresentadas, ainda que pese o cuidado que se deve ter ao utilizar valores médios de tarifas ou de consumo per capita dada, por exemplo, à diversidade interna de cada país apresentado e também à dificuldade de efetuar comparações entre os países com características tão díspares como alguns daqueles representados na pesquisa.

Da análise dos dados oriundos da pesquisa da OCDE acima referida verifica-se que o consumo per capita varia entre 100 a 350 l/hab.dia, podendo-se agrupar os países segundo as seguintes faixas de consumo:

- > 250 l/hab.dia: Canadá, USA, Austrália e Japão; entre estes países o consumo tem se mantido estável, as tarifas de água e esgoto são bastante baixas, tendo-se registrado aumentos de pequena monta.
- \cong 200 l/hab.dia: Itália, Espanha, Turquia e Suécia; os dados não mostram nenhuma tendência consistente de variação do consumo, os três primeiros praticam tarifas baixas e possuem verões muito quentes, enquanto que a Suécia apesar de praticar tarifas elevadas, tem também alta renda per capita e, segundo os pesquisadores, um uso doméstico intensivo de máquinas de lavar .
- 130 a 180 l/hab.dia: Dinamarca, Finlândia, França, Áustria, Suíça, Reino Unido, Noruega, Luxemburgo, Polônia, Holanda, Nova Zelândia, Coreia e Irlanda; entre estes países, a Dinamarca, Suíça e Polônia mostram um forte decaimento do consumo per capita, Finlândia e Luxemburgo denotam um decaimento menos acentuado, e os demais não mostram nenhuma tendência clara.
- < 130 l/hab.dia: República Tcheca, Hungria, Portugal, Bélgica e Alemanha, todos os países deste grupo denotam decaimento no consumo, sendo que a República Tcheca e a Hungria passaram recentemente por uma forte reestruturação no setor.

Tabela 5.1: Consumo e tarifas de água e esgoto no uso doméstico¹

	PIB per capita ² US\$/ano	Cobertura de serviços %		Tarifas equiv. médias US\$/m ³			Evolução das tarifas %			Consumo doméstico per capita l/hab.ano		
		Água	Trat. Esgoto	Água	Esgoto	Total	Período	Aumento total	Aumento real/ano	1985	1990-91	1996-97
Alemanha	26 217	98	92	1.69	2.20 ³	3.89	1992-97	36	3.8	130	130	116
Austrália	19 900		95	0.76	0.88	1.64	1995-96	0.7	-0.6			268
Áustria	26 108		75		Nd							135
Bélgica	24 541		78	1.68	0.46	2.14	1988-98	65	2.7	108	116	122
Canadá	19 779			Nd	Nd	0.7	1986-96	73	2.9		350	326
Coréia	6 829	83	57	0.23	0.11	0.34	1992-96	45	2.6	103	160	183
Dinamarca	32 752	90	88	1.34	1.84	3.18	1984-95	175	6.3	175	164	139
Espanha	14 786	90	62	0.71	0.36	1.07				158		
Estados Unidos	32 184			0.58	0.67	1.25	1992-98	34	2.4	305		
Finlândia	25 099	87	78	1.24	1.52	2.76	1982-98	234	3.8	155	150	145
França	23 954	99	81	1.58	1.53	3.11	1991-96	55	7	141 ⁴	161 ⁴	137 ⁴
Grécia	11 555	86	70	0.81	0.33	1.14	1990-95	114	2.2			200
Hungria	4 652	98	45	0.48	0.34	0.82	1986-96	3923	18.7	153	140	102
Itália	20 680	98	83	0.51	0.33	0.84	1992-98	39	2			213
Japão	30 107	96	62	1.20	0.90	2.1	1995-98	2.5	0.3	260	279	
Luxemburgo	42 732	99	88	1.01	Nd	1.01	1990-94	42	6	172	181	170
Noruega	33 174		73							175		140
Holanda	24 921	100	98	1.41	1.75	3.16	1990-98	73	4.6	122	128	130
Polônia	4 089		42							214	210	158

Tabela 5.1: Consumo e tarifas de água e esgoto no uso doméstico¹ (continuação)

	PIB per capita ² US\$/ano	Cobertura de serviços %		Tarifas equiv. médias US\$/m ³			Evolução das tarifas %			Consumo doméstico per capita l/hab.ano		
		Água	Trat. Esgoto	Água	Esgoto	Total	Período	Aumento total	Aumento real/ano	1985	1990-91	1996-97
Rep. Tcheca	5 479	87	72	0.38	0.30	0.68	1990-97	2591	Nd.	165		113
Inglaterra e País de Gales	23 810	99	98	1.43	1.68	3.11	1994-98	22	2	129 ⁵	137 ⁵	153 ⁵ 141 ⁶
Escócia	23 810	98	94	0.83	0.61	1.44	1993-97	28	3.4		148	
Suécia	26 863	87	86	1.04	1.56	2.6	1991-98	35	1.9	195	195	
Suíça	36 762	100	94	1.29		1.29				259	260	
Turquia	3 092	93	62	1.04	0.52	1.56	1990-98	25344	153.1	159 ⁷	182 ⁷	

Notas:

1 – Fonte OCDE, 1999 (a,b)

2 – Taxa de câmbio de mercado, 1998, OCDE estatísticas

3- BUCKLAND & ZABEL (1998) e KRAEMER (1998);

4 - Dado de 1996-97 se refere somente a consumo doméstico e dados anteriores se referem a doméstico + pequenos negócios;

5 - Dados referentes ao consumo sem hidrometração;

6 - Dado referente ao consumo com hidrometração;

7 – Consumo per capita do sistema público de água incluindo 68-70% de uso doméstico, 23-27% público+comercial+escritórios, 5-7% industrial

5.2.1 Impacto da cobrança sobre as tarifas de água e esgoto doméstico

O impacto da cobrança por uso da água sobre as tarifas de água e esgoto pode ser medida analisando-se qual parcela da tarifa é representada pela cobrança por captação e consumo em cada m³ de água faturado, e aquela representada pela cobrança por poluição em cada m³ de esgoto. A seguir serão apresentados dois exemplos oriundos do sistema de gestão francês, que são bastante ilustrativos para esta análise.

A tabela 5.2 mostra a divisão de custos por metro cúbico de água faturado de uma fatura por serviços de água e esgoto urbanos representativa de um consumidor médio, segundo o SEDIF (Syndicat des Eaux d'Ille-de-France). Outro exemplo, apresentado na tabela 5.3, é baseado numa estimativa de tarifas médias de água e esgoto na França (BUCKLAND & ZABEL, 1998) e mostra uma divisão de custos diversa¹².

Tabela 5.2: Tarifas médias de água e esgoto de 144 comunidades do subúrbio de Paris (1990)		
Serviço	FF/m³	Observações
1 - Abastecimento de água	8.30	≅ US\$1.35/m ³
1.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	8.01	
1.2 – Cobrança por uso da água (Agência)	0.29	≅ 3.5% da tarifa de água e 1.5% da tarifa total, cerca de US\$0.05/m ³
2 - Coleta e tratamento de esgotos	8.91	≅ US\$1.45/m ³
2.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	6.32	
2.2 – Cobrança por poluição (Agência)	2.59	≅ 29% da tarifa de esgoto e 14% da tarifa total, cerca de US\$0.42/m ³
3 – Outras taxas	1.04	
3.1 – FNDAE	0.12	≅ 0.6% da tarifa total
3.2 – VNF	0.05	
3.3 – IVA	0.87	≅ 5% da tarifa total
Tarifa total média	18.25	≅ US\$3/m ³
FNDAE - Fonds National des Adductions d'Eau VNF – Voies Navigables de France Fonte: Barraqué & al, 1998		

¹² As tarifas apresentadas se referem ao ano de 1990, as tarifas atuais são maiores (US\$3,11/m³ para água e esgoto referente ao ano de 1999) mas a incidência da cobrança permanece a mesma em termos percentuais.

Tabela 5.3: Tarifas médias de água e esgoto na França (1990)¹		
Serviço	FF/m³	Observações
1 - Abastecimento de água	6.05	≅ US\$1/m ³
1.1 - Cobrança pelo serviço (Concessionária)	5.60	
1.2 - Cobrança por uso da água (Agência)	0.07	≅ 1 % da tarifa de água, cerca de US\$0.01/m ³
1.3 – FNDAE	0.11	≅ 1.8 % da tarifa de água
1.4 – IVA	0.27	≅ 5 % da tarifa relativa ao serviço
2 - Coleta e tratamento de esgotos	3.83	≅ US\$0.6/m ³
2.1 - Cobrança pelo serviço (Concessionária)	3.13	
2.2 - Cobrança por poluição (Agência)	0.56	≅ 14% da tarifa de esgoto, cerca de US\$0,09/m ³
2.3 – FNDAE ²	n.d.	
2.4 – IVA ³	0.14	≅ 5 % da tarifa relativa ao serviço
Tarifa total média	9.87	≅ US\$1.65/m ³
Notas:		
1. As tarifas apresentadas se referem ao ano de 1990, as tarifas atuais são maiores (US\$3,11/m ³ para água e esgoto referente ao ano de 1999) mas a incidência da cobrança permanece a mesma em termos percentuais		
2. FNDAE - Fonds National des Adductions d'Éau		
3. VNF – Voies Navigables de France		

Observa-se que a cobrança por uso da água (captação e consumo) na França representa em média 1% da tarifa média de abastecimento, mas pode chegar a até 3,5%. Já a cobrança por poluição tem um maior impacto sobre as tarifas de esgoto, representando cerca de 14% da tarifa média nacional, mas podendo alcançar valores da ordem de 30%.

A cobrança por uso da água e poluição, ou taxa das agências, sofreu um aumento de cerca de 40% entre 1985 e 1990, e de 170% entre 1990 e 1994 (BUCKLAND & ZABEL, 1998), enquanto as tarifas de água e esgoto tiveram um aumento nominal de 55% ente 1991-96, o que representou um aumento real médio anual, descontada a inflação do período, de 7% (OCDE, 1999a). O forte aumento da taxa das agências registrado no último período se deveu principalmente à iminência da entrada em vigor da nova diretiva europeia para tratamento de esgotos, gerando a necessidade de alavancar recursos para a construção de novos sistemas e adequação dos sistemas existentes aos níveis de exigência da diretiva.

O que se observa no caso francês é que o impacto da cobrança por captação e consumo é muito baixo e tem pouca capacidade de influenciar o comportamento do consumidor. Já a cobrança por poluição apresenta um maior impacto sobre as contas do consumidor, e apesar dele não poder reduzir carga poluente, indiretamente poderia estimular a redução do consumo. Mas, os dados de evolução do consumo per capita representado pelo consumo

doméstico e de pequenos negócios, apresentados na tabela 5.3, não mostra nenhuma tendência neste sentido. Apesar da cobrança existir desde os anos 70, o uso apresentou-se crescente durante a década de 80, tendo atingido um máximo de 161 l/hab.dia em 1991, apresentando a partir daí uma leve tendência decrescente. Os autores da pesquisa creditam o crescimento do consumo registrado a uma maior urbanização e aos novos hábitos decorrentes (máquinas de lavar, maior número de banheiros, etc.). O decréscimo recente talvez possa ser creditado aos aumentos gerais das tarifas de água e esgoto, cerca de 7% a.a entre 1991 e 1996 (tabela 5.1).

O impacto da cobrança por captação praticada em 11 estados alemães sobre a tarifa de água é também relativamente baixo. De acordo com os valores de cobrança e a tarifa média de água apresentados na tabela 5.4, verifica-se que a cobrança por metro cúbico captado representa cerca de 3% da tarifa. Na realidade este valor deve ser ligeiramente mais elevado tendo em vista que, devido às perdas dos sistemas de abastecimento, a cobrança por cada metro cúbico captado vai repercutir sobre menos que um metro cúbico faturado.

Tabela 5.4: Cobrança por captação de água para abastecimento público na Alemanha							
Fonte	Länder						
	Baden Württemberg	Hamburg	Hessen	Nieder sachsen¹	Sachsen	Thuringen	Brandenburg²
	US\$/m ³						
Superficial ¹	0,05	-	-	0,05	0,015	0,025	0,02
Subterrânea ¹	0,05	0,025-0,055	0,20	0,05	0,015	0,025	0,025
Tarifa média de água ²	US\$1,69/ m ³						
Notas: 1 – Taxa de controle da água subterrânea de 0,05 DM/ m ³ 2 – Não tem valor definido especificamente para abastecimento público, assumido como valor para outros usos							
Fontes: 1 – OCDE (1999b); 2 – OCDE (1999a)							

Na Alemanha, o impacto da cobrança por poluição, cobrada através da taxa de esgotos (ver capítulo 4), sobre as tarifas de esgoto tende a ser menor que na França. Segundo LOHAUS (comunicação pessoal, 2000), uma pesquisa nacional feita pela ATV junto às entidades responsáveis pelo tratamento indicou que a cobrança significaria cerca de 4% dos custos dos sistemas de coleta e tratamento. Este resultado é coerente com o fato de que a taxa de esgoto na Alemanha não foi modelada para arrecadar recursos para investimentos e também

pelo alto nível de tratamento dos esgotos naquele país (ver tabela 5.1), que reduz a arrecadação da taxa.

O perfil da evolução do consumo per capita na Alemanha é muito similar ao registrado na França. Registrou-se crescimento do consumo nas décadas de 70 e 80, e uma tendência de redução nos anos 90. Aqui um aumento de tarifas de água e esgoto de cerca de 3,8% a.a registrado entre 1992-1997 (tabela 5.1) foi acompanhado por uma redução do consumo de cerca de 5% entre 1991 e 1997 (tabela 5.4).

Para a Holanda, não foi possível obter dados anteriores a 1985, que pudessem servir para uma avaliação do impacto dos primeiros 15 anos da política de gestão, a qual se iniciou em 1970, sobre o comportamento do consumidor. Observa-se que, durante a década de 90, o consumo tem se mantido estável, ainda que se tenha registrado um aumento real médio das tarifas de água e esgoto de 4,6% a.a entre 1990 e 1998 (tabela 5.1).

Na Inglaterra e País de Gales, o consumo tem se mostrado crescente apesar dos aumentos de tarifas e da introdução da cobrança pelo uso da água. Aqui o fator de maior impacto sobre o consumo é a hidrometração: o consumo registrado nas residências com hidrômetro é cerca de 8 a 13% menor que o consumo registrado nas residências sem hidrômetro.

Tabela 5.5: Evolução do consumo per capita (l/hab.dia)¹

País	1970	1975	1980	1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
França		106	109	141		161		157		156		
Alemanha		133	141	145		144		136	132	132	128	129
Holanda				122	130	128	129	125	128	129	130	
Íngl.e País de Gales												
• Sem hidrômetro	106	114	122	129	136	137		142	147	154	149	153
• Com hidrômetro									131	134	132	141

Fonte: OCDE (1999^a)
¹ – consumo doméstico e pequenos negócios

5.2.2 A relação entre o consumo doméstico e as tarifas de água e esgotamento sanitário

Com base nos dados da tabela 5.1, foram elaborados os gráficos 5.1 e 5.2 com a intenção de avaliar a correlação entre consumo per capita e tarifas de água e esgoto.

O gráfico 5.1 mostra a correlação do consumo com as tarifas de água e esgoto em valores absolutos (US\$/m³) e o gráfico 5.2 mostra a correlação com os valores relativos das tarifas, onde a ponderação das tarifas foi feita em função da renda per capita de cada país. A adoção

do segundo indicador teve por objetivo tornar os valores das tarifas mais comparáveis entre si, já que é esperado que o comportamento do consumidor seja função do impacto da cobrança sobre a sua renda ou poder de compra.

Análises baseadas em tarifa média nacional, consumo e renda per capita são bastante limitadas para avaliar o verdadeiro comportamento do consumidor devido à disparidade das tarifas e à variabilidade da distribuição de renda interna no âmbito de cada país. Os resultados destes gráficos servem apenas como um indicador qualitativo deste comportamento.

O gráfico 5.1 mostra que para os níveis tarifários mais baixos existe uma grande disparidade de consumo, que vai de 150 a mais de 300 l/hab.dia. Por outro lado, com tarifas acima de US\$2/m³, o consumo tende a cair abaixo de 150 l/hab.dia. A única exceção entre os casos estudados é a Suécia, que é um país com alta renda per capita, o que torna os cidadãos menos sensíveis ao estímulo preço.

A correlação entre consumo e tarifas ponderadas pela renda per capita, mostrada no gráfico 5.2, representa melhor o comportamento esperado do consumidor já que o indicador tarifa/renda tenta captar a capacidade de pagamento do consumidor, e com isso o real impacto das tarifas sobre o mesmo. O gráfico mostra que à medida que as tarifas relativas crescem a dispersão dos padrões de consumo se reduz. Nos níveis mais baixos das tarifas relativas, observam-se padrões de consumo entre 150 a 330 l/habitante.dia. Ou seja, nestes níveis de cobrança o fator custo tende a não influenciar fortemente o nível de consumo, o qual é dominado por outros fatores – cultura, clima, estrutura tarifária, nível de urbanização ou de uso de equipamentos domésticos, etc. Mas é inquestionável que, quando as tarifas relativas ultrapassam 0,01% da renda per capita, o consumo tende a se situar entre 100 a 150 l/habitante.dia. Conforme demonstra o gráfico 5.2, o consumo decai exponencialmente com o aumento da tarifa relativa. Mesmo países com tarifas comparativamente baixas em valores absolutos, como Hungria e República Tcheca, apresentam consumo per capita em níveis semelhantes aos daqueles países que apresentam as tarifas mais altas em valores absolutos, como a Alemanha, por exemplo. Este comportamento está dentro do esperado já que, em termos relativos, as tarifas são semelhantes.

O único país cuja correlação “consumo x tarifa relativa” foge totalmente ao esperado e que por isso não foi incluído no gráfico 5.2, é a Turquia. Para uma tarifa ponderada de 0,05% da renda per capita, este país apresenta consumo de 182 l/hab.dia. Esta discrepância pode se dever a duas causas: *i*) o consumo per capita apresentado é composto também de uso comercial e industrial (ver nota tabela 5.1) e o consumo

doméstico seria cerca de 70% do apresentado; *ii*) os elevadíssimos aumentos dos preços nominais nos anos anteriores à pesquisa reduziram a percepção do consumidor sobre o que é caro ou barato e também reduziram muito a precisão dos cálculos de tarifa média e de aumento real das mesmas.

Da análise dos gráficos 5.1 e 5.2, verifica-se que o consumo mínimo per capita, definido como aquele a partir do qual o consumo independe do preço da tarifa aplicada, tende a se estabilizar em cerca de 100 l/hab.dia para países de renda mais baixa, como Hungria e República Tcheca, e entre 120-130 l/hab.dia para países de renda mais altas. Por outro lado valores de tarifas muito baixos levam o consumo para níveis acima de 300 l/hab.dia.

Infelizmente a pesquisa não abrangeu países de clima mais quente, onde certamente os níveis de consumo tendem a ser mais elevados. Entre os países pesquisados, mesmo aqueles que possuem verões mais quentes, apresentam invernos muito frios.

Uma outra abordagem possível para avaliar a relação consumo x tarifa, é através da análise da parcela de renda comprometida pelo consumidor com o pagamento de sua conta de água e esgoto. A tabela 5.6 apresenta para cada um dos países pesquisados a parcela de renda representada pelo gasto com água e esgoto, calculado como o produto do consumo médio per capita pela tarifa média nacional, apresentados na tabela 5.1.

Excluindo-se da análise a Turquia, dada à incerteza dos dados relativos a este país, observam-se as relações entre comprometimento de renda e faixas de consumo apresentadas na tabela 5.7.

Todas as faixas de consumo apresentam limites superiores e inferiores de comprometimento de renda muito similares, variando entre 0,3 a 0,7% da renda per capita. Fora desta faixa encontram-se apenas a Suíça e Luxemburgo, que possuem níveis de renda per capita dos mais altos do mundo e a Austrália.

Apesar da limitação de se usar renda per capita como indicador da capacidade de pagamento do consumidor, pode-se considerar que, em termos médios, o consumidor aceita comprometer cerca de 0.5% da renda no pagamento pelos serviços de água e esgoto, ou seja, o nível de consumo per capita tende a se estabilizar num patamar onde o produto entre o volume consumido e a tarifa situe-se neste limite. Isto vale tanto para a Alemanha e França que praticam as tarifas mais altas entre os países pesquisados, como para Hungria e República Tcheca que apresentam os níveis mais baixos de consumo.

Gráfico 5.1: Impacto das tarifas de água e esgoto sobre o consumo doméstico (Baseado em dados da OCDE, 1999)

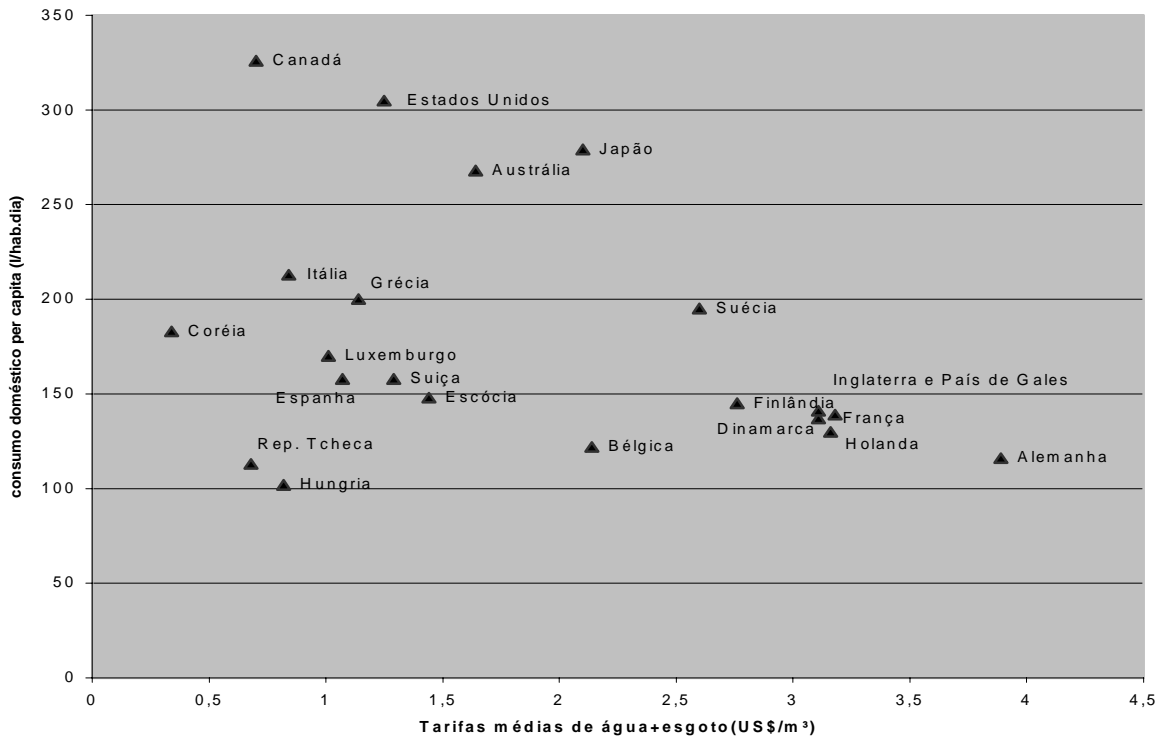


Gráfico 5.2: Impacto das tarifas de água e esgoto relativas ao PIB sobre o consumo doméstico (Baseado em dados da OCDE, 1999)

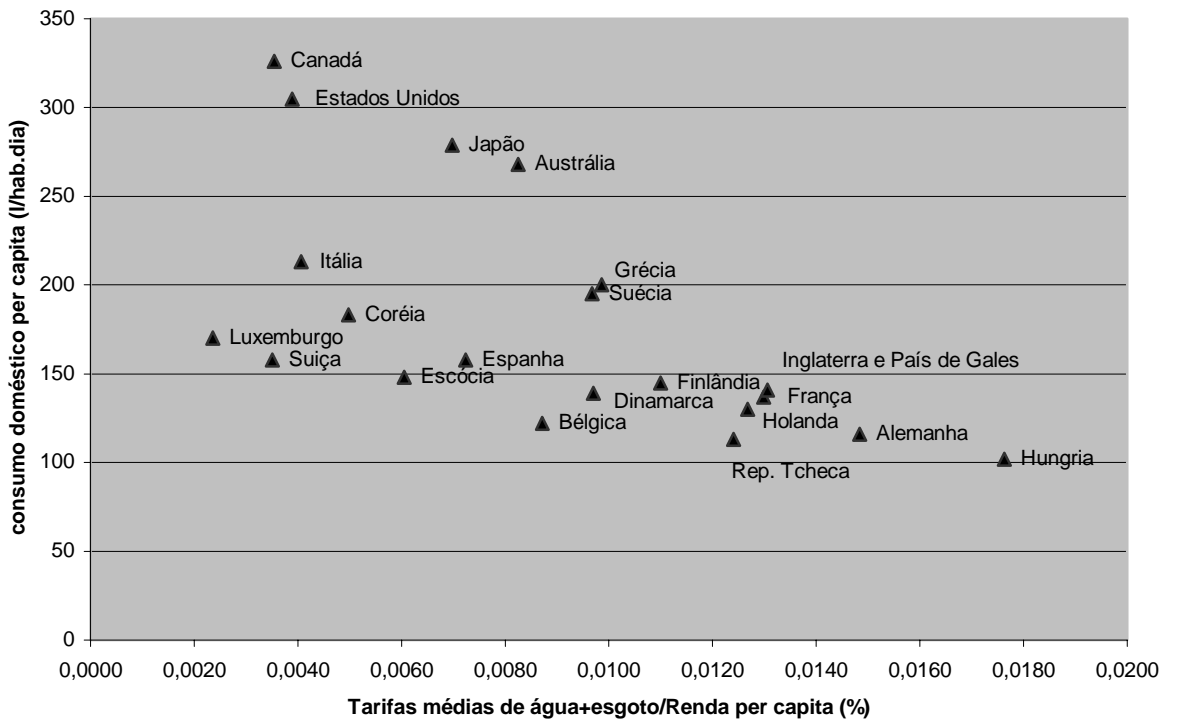


Tabela 5.6: Gasto médio de água e esgoto – uso doméstico			
País	Renda per capita	Consumo per capita	Gasto água e esgoto/ Renda per capita
	US\$/hab.ano	l/hab.dia	%
Hungria	4652	102	0.66
Rep. Tcheca	5479	113	0.51
Alemanha	26217	116	0.63
Bélgica	24541	122	0.39
Holanda	24921	130	0.60
França	23954	137	0.65
Dinamarca	32752	139	0.49
Inglaterra e País de Gales	23810	141	0.67
Finlândia	25099	145	0.58
Escócia	23810	148	0.33
Suíça	36762	158	0.20
Espanha	14786	158	0.42
Luxemburgo	42732	170	0.15
Turquia	3092	182	3.35
Coréia	6829	183	0.33
Suécia	26863	195	0.69
Grécia	11555	200	0.72
Itália	20680	213	0.32
Austrália	19900	268	0.81
Japão	30107	279	0.71
Estados Unidos	32184	305	0.43
Canadá	19779	326	0.42

Elaborado pela autora com base em dados de OCDE (1999a)

Tabela 5.7: Renda comprometida com água e esgoto – uso doméstico	
Faixa de consumo	Renda comprometida
l/hab.dia	% renda per capita
100 - 130	0.39 a 0.65
130 - 150	0.33 a 0.67
150 - 170	0.15 a 0.42
170-200	0.33 a 0.72
> 200	0.32 a 0.81

5.2.3 Tarifas e custos nos sistemas de saneamento

Um dos principais objetivos colocados pelos países que vêm reformulando, ou estão na iminência de reformular, seus sistemas de saneamento, é praticar tarifas que proporcionem a recuperação total dos custos de provisão dos serviços de saneamento, eliminando-se os subsídios generalizados derivados da aplicação de recursos governamentais na provisão destes serviços. Na reformulação das políticas de saneamento, considera-se que os subsídios só devem existir de forma a atender explicitamente à população de baixa renda e preferencialmente como subsídios cruzados.

A recuperação total de custos deveria teoricamente abranger todos os custos econômicos e ambientais associados ao serviço de provisão de água e coleta e tratamento dos esgotos, que podem ser definidos como:

- **Custos econômicos diretos** envolvem os custos de investimento e remuneração do capital e os custos operacionais e de manutenção dos sistemas;
- **Custos econômicos indiretos** derivam dos impostos incidentes sobre os serviços de saneamento;
- **Custos ambientais** são função da cobrança pelo uso da água através da cobrança por captação, consumo e diluição de efluentes, que podem refletir a escassez do recurso e a remuneração de danos associados ao uso da água, ou externalidades.

No que tange aos custos econômicos diretos, as políticas de recuperação de custos podem abranger somente os custos operacionais e de manutenção, ou os custos de O & M acrescidos dos custos de investimento, ou ainda, os custos marginais de provisão do serviço, acrescidos dos custos ambientais e de outros custos indiretos. A fixação das tarifas pelos custos marginais obedeceria ao critério de eficiência econômica, mas historicamente as tarifas aplicadas não chegam muitas vezes a serem suficientes sequer para cobrir os custos de O & M. Em geral a política de recuperação de custos no setor de saneamento se aplica aos custos de O & M e parte dos custos de investimentos. Mesmo onde estes serviços foram totalmente privatizados, estes se beneficiam ou beneficiaram-se do repasse da infraestrutura existente a época da privatização gratuitamente ou a preços muito baixos, como ocorreu no Reino Unido. Em outros países os serviços de saneamento estão sujeitos a regimes especiais de taxação ou tem acesso a créditos subsidiados, como ocorre na Alemanha e França.

Quanto aos custos ambientais, as tarifas apenas são oneradas pelo repasse da cobrança praticada na bacia ou no país. Estes valores por sua vez não chegam, em geral, a serem fixados em função dos danos ambientais relacionados ao uso da água, conforme discutido

anteriormente. Por outro lado, a eficiência econômica de um sistema de gestão de recursos hídricos deve ser medida pela capacidade deste sistema em incorporar na cobrança as externalidades geradas pelo uso da água bruta. Como discutido no capítulo 2, estas externalidades são de difícil determinação e os métodos aplicados estão sujeitos a questionamentos que dificultam uma aplicação na prática dos seus resultados.

Em termos dos subsídios recebidos pelo setor de saneamento pode-se separá-los em dois tipos: subsídios governamentais e subsídios ambientais.

Os subsídios governamentais podem ser definidos como a diferença entre os custos de provisão dos serviços nos níveis de qualidade e cobertura atuais e as tarifas praticadas. Estes subsídios são em última análise pagos pela sociedade como um todo através dos impostos.

Os subsídios ambientais representam a parcela de renda não dispendida pela sociedade ao não remunerar devidamente os danos ambientais causados pelo uso dos recursos hídricos na provisão dos serviços de saneamento. Para o tratamento de esgotos, por exemplo, o subsídio ambiental é função da parcela remanescente de carga poluente não tratada e que é degradada ou acumulada nos corpos hídricos. Neste caso o subsídio ambiental não é função da tarifa paga, mas sim da diferença entre os custos de provisão dos serviços de tratamento nos níveis atuais e dos custos de tratá-los a um nível que supostamente elimine o impacto no meio ambiente. Este nível de tratamento tem que ser definido caso a caso, em função das características e da localização geográfica do lançamento e das características do meio receptor, tendo em vista que cada meio apresenta capacidade diferenciada de diluição.

A análise das relações entre tarifas, custos e níveis de provisão dos serviços mostra que esta atividade é ainda bastante subsidiada a nível mundial. Os usuários dos serviços de saneamento recebem tanto “subsídios governamentais”, por pagarem tarifas que não cobrem os custos econômicos diretos e indiretos dos serviços, como “subsídios ambientais”, em função das tarifas não incorporarem os custos ambientais reais derivados do uso da água.

A seguir estão apresentadas algumas avaliações dos subsídios governamentais e ambientais recebidos pelo setor em diversos países.

5.2.3.1 POLÍTICA DE RECUPERAÇÃO DE CUSTOS NAS TARIFAS DE ÁGUA E ESGOTO

A OCDE (1999) apresenta um estudo sobre os possíveis impactos sobre as tarifas de água e esgoto pela aplicação do princípio de recuperação total dos custos e supondo tratamento secundário para os efluentes. A tabela 5.8 apresenta os custos atuais e os custos projetados tomando-, como referência, as tarifas da Alemanha. Para projeção dos

custos foi imaginada uma zona urbana hipotética onde se construísse todo o sistema de água e saneamento com tratamento primário e secundário, inclusive.

Tabela 5.8: Efeitos da recuperação total de custos sobre tarifas de água e esgoto		
	Tarifas relativas à Alemanha	
	Tarifas atuais água + esgoto	Recuperação total de custos¹
Portugal	0.5	2.8
Grécia	0.4	2.1
Irlanda	0.3	1.9
Espanha	0.4	1.6
França	1.1	1.5
Inglaterra e País de Gales	1.2	1.3
Alemanha	1.0	1.2
Dinamarca	0.8	0.9
Coréia	0.6	0.9

Fonte: Ecotec (1996, in OCDE, 1999)
 1 – Recuperação total de custos num cenário de cobertura total dos serviços de água e esgoto e tratamento secundário dos esgotos, e desconsiderando-se a infraestrutura existente.

Dentre os países estudados, apenas Alemanha, França, Inglaterra e País de Gales e Dinamarca praticam tarifas que já permitem recuperação quase integral de custos. Estes países já apresentam também uma grande percentagem de esgotos tratados a nível secundário, praticam tarifas médias de água e esgoto superiores a US\$3,20/m³ e apresentam consumo per capita inferior a 150 l/hab.dia. Nos demais países, que apresentam baixa cobertura, principalmente de tratamento secundário, os aumentos de tarifa para suportar estes serviços sem subsídio governamental seriam muito altos, chegando a mais de 400% como em Portugal, por exemplo. Este estudo possui, todavia, validade limitada, tendo em vista que estes países já possuem grande parte da infraestrutura instalada e amortizada, o que levaria a custos reais mais baixos. Mas, seus resultados servem como uma avaliação preliminar do que custará a estes países cumprirem com a norma da União Européia, a qual determina que os esgotos devem ser tratados a nível secundário. Supondo-se que o tratamento dos efluentes a nível secundário seja suficiente para reduzir a níveis muito baixos os impactos ambientais dos lançamentos, o que nem sempre se verifica, os resultados indicariam ainda a ordem de grandeza do somatório dos subsídios ambientais e governamentais ao setor.

5.2.3.2 SUBSÍDIOS AOS SERVIÇOS DE COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTOS

Uma análise mais detalhada do “subsídio governamental” aos usuários dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, especificamente, pode ser feita a partir dos dados apresentados por RUDOLPH & KRAEMER (1999) para custos e tarifas de coleta e tratamento de esgotos em alguns países europeus, cujos resultados estão apresentados na tabela 5.9. Neste estudo, os autores aplicaram uma correção sobre os custos e tarifas médios anuais por habitante praticados em cada país, em função de fatores tais como: existência de subsídios, cobrança ou não de IVA¹³ e outras taxas, quantidades de efluente por habitante e existência ou não de tratamento de águas pluviais. Estas correções aplicadas tiveram por objetivo tornar os valores médios de cada país mais comparáveis.

Na tabela 5.10, os valores apresentados na tabela anterior em DM/habitante.ano foram convertidos para US\$/m³ de forma a permitir a comparação com outros dados apresentados neste estudo. Para a conversão, admitiu-se vazão efluente por habitante de 50 m³/ano (137 l/hab.dia) que corresponde à vazão per capita na Alemanha, tendo em vista que os custos e tarifas foram corrigidos em função das vazões efluentes alemãs.

Tabela 5.9: Tarifas e custos de coleta e tratamento de esgoto (DM/hab.ano)

	Alemanha	França	Inglaterra e País de Gales	Dinamarca	Itália	Áustria
Tarifas esgoto	215	134	129	183	50	304
Custos esgoto	361	247	147	268	133	314
Tarifas corrigidas	238	228	215	241	136	277
Custos corrigidos	305	239	244	241	117	277
Subsídio Governamental	67	11	29	-	(-19)	-

Fonte: Rudolph e Kraemer (1999)

Tabela 5.10: Tarifas e custos de coleta e tratamento de esgoto (US\$/m³)^{1,2}

	Alemanha	França	Inglaterra e País de Gales	Dinamarca	Itália	Áustria
Tarifas corrigidas	2.43	2.33	2.20	2.46	1.39	2.83
Custos corrigidos	3.12	2.44	2.50	2.46	1.20	2.83
Subsídios Governamentais	0.69	0.11	0.3	0	-0.19	0
Tratamento Secundário	85%	74%	79%	70%	52%	72%

Notas:
1 - vazão efluente = 50m³/ habitante ano
2 - taxa de conversão 1US\$=1EURO=1.96 DM

¹³ Imposto sobre valor agregado

A análise mostra que o subsídio governamental é nulo na Dinamarca e Áustria, negativo na Itália, e ocorre em maior ou menor monta nos outros três países, chegando a US\$30/habitante.ano na Alemanha.

O alto nível de subsídio, em valores absolutos, praticado na Alemanha está associado aos altos custos de tratamento derivados do alto nível de cobertura dos serviços de coleta e tratamento e de tratamento aplicado. Entre os países analisados, a Alemanha apresenta a maior percentagem de conexão a plantas de tratamento secundário e uma alta percentagem de plantas com remoção de nutrientes. Ou seja, ao subsídio governamental alto, corresponde um subsídio ambiental baixo.

No outro extremo, encontra-se a Itália, que apesar de praticar a tarifa mais baixa entre os países analisados, possui um serviço “superavitário”, mas por outro lado apresenta apenas 52% da população conectada a plantas de tratamento secundário. Neste caso, não existe subsídio governamental, mas por outro lado, o subsídio ambiental é muito elevado. O caso da Itália é típico de muitos países menos desenvolvidos, onde ocorre o desvio dos recursos arrecadados pelos serviços de saneamento para aplicação no financiamento geral do estado, em detrimento de investimentos na melhoria destes serviços, levando a que, entre outras consequências igualmente graves, o baixo nível de tratamento dos esgotos acarreta a degradação da qualidade das águas superficiais.

5.2.3.3 TAXAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO

Uma forma indireta de subsídio aos serviços de saneamento é a redução ou eliminação dos impostos incidentes sobre os serviços, reduzindo-se assim os custos econômicos indiretos. A tabela 5.11 apresenta a situação entre países da OCDE com relação à cobrança do imposto sobre valor agregado sobre os serviços de água e esgotos.

Com relação à cobrança de IVA sobre serviços de água e esgoto doméstico, dos 22 países considerados, verificou-se que em 5 deles estes serviços não são taxados e em 12 deles os serviços de esgotos estão isentos deste tipo de taxação. Ou seja, em cerca de metade dos países da OCDE a desoneração dos serviços de esgoto é usada como uma política de incentivo à universalização destes serviços.

Dos países que não taxam os serviços de esgoto doméstico, Alemanha, Austrália, Bélgica, Itália, Holanda, Inglaterra e País de Gales, Irlanda do Norte, Escócia e Suíça, apresentam taxas acima de 78% de cobertura dos serviços de coleta e tratamento de

esgoto. Apenas Coréia, Espanha e Portugal apresentam ainda índices de tratamento entre 55 e 62% .

A maioria dos países que não cobram IVA sobre os serviços de esgoto, alia a esta medida de incentivo a política de cobrança pelo uso da água. Este procedimento, que numa primeira análise poderia parecer contraditório, na verdade sinaliza de forma correta para o usuário/poluidor que, se por um lado existe o desejo governamental de universalização do serviço de coleta e tratamento de esgotos através de uma renúncia fiscal cujos recursos cairiam na cesta comum da arrecadação governamental, existe também uma política de cobrança pelo uso do recurso natural, cuja arrecadação será reaplicada diretamente na preservação deste recurso.

A redução dos tributos incidentes sobre os serviços de saneamento é recomendável onde se adota a política de privatização destes serviços, tendo em vista que os governos municipais ou empresas estatais tradicionalmente provedores destes serviços, não estão sujeitos ao mesmo regime de taxaço que as companhias privadas. A manutenção dos impostos introduz uma distorço na comparaço de custos de provisào dos serviços pelo setor público em relaço às companhias privadas.

A diferença de taxaço entre serviços de água e serviços de esgoto pode também condicionar a forma de prestação destes serviços, se por uma mesma empresa/entidade ou por empresas/entidades diferentes. Na Alemanha, a diferença de taxaço entre os serviços de água e esgotos condicionou historicamente que estes serviços venham sendo prestados separadamente por diferentes entidades, os provedores dos serviços de esgoto perdem a isenço de impostos caso incorporem os serviços de abastecimento público.

A questão dos impostos incidentes sobre os serviços de água e esgotos é importante de ser observada na modelaço da política de saneamento de um país de acordo com os objetivos a atingir: maior ou menor presença de prestadoras do serviço privadas tanto na água como no esgoto.

Tabela 5.11: Taxas e redevances nas tarifas de água e esgoto doméstico nos países da OCDE (%)

	IVA		Cobrança (redevance)		Outras taxas		Cobertura de serviços		
	Água	Esgoto	Água	Esgoto	Água	Esgoto	Água	Trat. Esgoto	
<i>Alemanha</i>	7	-	s	s	s		98	92	
Austrália		-	-	-		-		95	
Áustria	10	10	-	-				75	
Bélgica	6	0	s	s				78	
Coréia	-	-	-	-	-	-	83	57	
Dinamarca	25	25	-	-	s	s	90	88	
Espanha	6	0	s	s			90	62	
Finlândia	22	22	-	-	-	-	87	78	
França	5.5	5.5	s	s	s		99	81	
Grécia				-	8		86	70	
Hungria	12	12	s	-	-	-	98	45	
Irlanda	cobrança (redevance) por água e esgoto está integrada aos impostos gerais							80	68
Itália	9	0	s				98	83	
Japão	5	5	s	-	-	-	96	62	
Luxemburgo			-	-			99	88	
México			s					64	
Noruega	22	22						73	
Holanda	6	0	s	s			100	98	
Polônia			s	s				42	
Portugal	5	0	-	-			83	55	
Rep. Tcheca	5	5		s			87	72	
Reino Unido									
Inglaterra e País de Gales	0	0	s		-	-	99	98	
Irlanda do Norte	0	0	-		-	-	98	82	
Escócia	0	0	-		-	-	98	94	
Suécia	25	25	-	-	-	-	87	86	
Suíça	0	0	-	-			100	94	
Turquia	15	15	-				93	62	

Notas:

1 - Uma célula branca indica que os dados não estão disponíveis; uma célula com <-> significa "sem cobrança"; uma célula com "s" indica que existe cobrança.

2 - Esta tabela enumera as taxas e outras cobranças incluídas ou refletidas nas faturas de água/esgoto domésticas. Ela reflete as cobranças observadas na maioria das cobranças normais de fornecimento de água/coleta de esgotos.

Fonte: a partir de dados de Le Prix de L'Eau – Les tendances dans les pays de l'OCDE (1999.)

5.3 O impacto da cobrança sobre o uso industrial

O uso da água para fins industriais é responsável por 23% das captações existentes a nível mundial segundo a UNIDO (OCDE, 1999b), não computando-se aí o uso energético. Além disso, o uso dos corpos hídricos para diluição de efluentes das indústrias também torna indiretamente vazões não apropriadamente mensuradas indisponíveis para outros usos.

Apesar de atualmente, em grande parte dos países, o setor industrial já ser cobrado pelo uso da água em termos de captação, consumo e diluição de efluentes, a avaliação do impacto desta cobrança em relação ao comportamento deste setor usuário é extremamente difícil. Dados sobre produção, custos, matérias primas, consumo de energia, entre outros, são considerados muitas vezes como segredos industriais e só são disponibilizados de forma agrupada e por setor, o que torna as análises extremamente imprecisas. Mesmo os dados sobre efluentes e sistemas de tratamento, que constam dos processos de licenciamento e poderiam ser de acesso público, são de difícil obtenção, já que tanto a indústria quanto os órgãos ambientais temem que venham a ser utilizados indevidamente por entidades ambientalistas ou concorrentes, por exemplo. Outro aspecto é que as indústrias abastecidas por rede pública, por serem, em geral, grandes usuárias, firmam contratos diretamente com as empresas de saneamento, que por sua vez não são de conhecimento público. Desta forma a análise da influência da cobrança pelo uso da água no uso industrial só pode ser feita de forma qualitativa ou do ponto de vista de alguns resultados publicados tais como valores arrecadados e investimentos do setor em controle da poluição.

5.3.1 Cobrança pelo uso da água e tarifas por abastecimento no setor industrial

Em grande parte dos países, as indústrias utilizam majoritariamente captações diretas de água superficial ou subterrânea como principal fonte de abastecimento. Existindo a disponibilidade da fonte, a captação direta tende a ser mais barata e mais confiável para o usuário industrial que muitas vezes não necessita de água com os padrões de qualidade oferecidos pela rede pública. Na Coreia, por exemplo, onde o sistema de abastecimento público oferece água de diferentes qualidades (água bruta, filtrada ou purificada) a diferentes preços, as captações diretas representam apenas cerca de 16% do uso industrial total (OCDE,1999b).

Os usuários industriais abastecidos pela rede pública gozam, em geral ,de tarifas mais baixas que o usuário doméstico. A tabela 5.12 apresenta as tarifas médias pagas pelo

setor industrial em 8 países pesquisados pela OCDE (1999b): Canadá, Alemanha, México, Holanda, Polônia, Portugal, Reino Unido e EUA, para diferentes localizações dentro dos respectivos países.

Tabela 5.12: Tarifas de água para uso industrial (US\$/m³)			
Região	Pequenos usuários	Usuários médios	Grandes usuários
Capital	0.92	0.95	0.83
Zona Industrial	1.00	0.99	0.87
Zona Rural	0.85	0.83	0.78
Média nacional	0.88	0.97	0.81
Mínimo	0.55	0.45	0.40
Máximo	1.51	1.72	1.59
Fonte: OCDE (1999b)			

A tabela 5.13 apresenta uma comparação entre tarifas de abastecimento de água para o setor industrial e a cobrança por captação para a Alemanha e Reino Unido. Pode-se verificar que:

- Comparativamente às tarifas, os valores relativos à cobrança são pouco significativos, o que torna a captação direta muito atrativa. Esta é uma das razões apontadas pela OCDE (1999b) para a preponderância da captação direta sobre o abastecimento público pois no uso industrial, a primeira tende a ser mais barata, já que a cobrança por captação tende a refletir apenas custos administrativos de gestão e monitoramento, não refletindo todos custos ambientais do uso da água.
- Para os usuários industriais do sistema de abastecimento público, o impacto da cobrança por captação que é repassada para as tarifas é pouco significativo, ou seja, a cobrança tende a ter pouco impacto sobre o seu comportamento em relação ao consumo;
- Para os usuários industriais que fazem captação direta, esta cobrança tende também a ter pequena influência no comportamento do consumo. Para as indústrias que consomem 100.000 m³/ano na Alemanha ou 200.000 m³/ano na Inglaterra, que já se enquadram na categoria de grandes consumidores, mesmo pagando a tarifa máxima para captação de águas superficiais, a despesa seria da ordem de US\$6.000/ano, o que é um valor muito baixo.

- ° Por outro lado, devido aos grandes volumes usados, a cobrança pelo uso da água no setor industrial é um potente instrumento gerador de receita. Na Alemanha, em 1991, as captações diretas para uso industrial respondiam anualmente por um volume da ordem de $11 \times 10^9 \text{ m}^3$ (KRAEMER & JÄGER, 1998). Se toda esta água fosse cobrada pelo preço mais baixo (US\$0,025/m³ para fontes superficiais e US\$0,06/m³ para fontes subterrâneas), e considerando-se cerca de 25% provindo de fontes subterrâneas, conforme dados de 1987, a receita de cobrança seria da ordem de US\$370 milhões/ano, que é da mesma ordem de grandeza da receita por poluição gerada pela taxa de esgotos, paga pelos setores doméstico e industrial.

Tabela 5.13: Comparação entre tarifas de água para uso industrial e cobrança por captação

Uso	Alemanha		Reino Unido		
	7500m ³ /ano	100 000m ³ /ano	100m ³ /ano	1 000m ³ /ano	200 000m ³ /ano
Tarifa Mínima ¹ (US\$/m ³)	0.910	0.875	1.05	0.68	0.55
Tarifa Máxima ¹ (US\$/m ³)	3.170	3.132	2.16	2.80	1.59
Cobrança ² (US\$/m ³)	0.025 a 0.06 (água superficial) 0.06 a 0.5 (água subterrânea)		0.008 a 0.03		

Notas:
 1 – Tarifas de água no abastecimento público para a indústria, dados pesquisa OCDE, 1999b;
 2 – Cobrança por captação, dados Buckland & Zabel, 1998, convertidos pelas seguintes taxas de mercado (1992): 1 US\$ = 1,6 DM e 1£ = US\$ 1,7

5.3.2 Custos de remoção e cobrança por poluição na indústria

Uma boa medida da capacidade da cobrança por poluição de induzir o tratamento dos efluentes é compará-la com os custos de remoção dos poluentes respectivos.

Os custos de remoção de poluentes na indústria¹⁴, apresentados no capítulo 3, baseados em JANTZEN (1992), situam-se nas seguintes faixas:

- **Remoção de carga orgânica expressa em DQO:** os custos unitários de remoção variam entre US\$0,06/Kg a US\$2,85/Kg para níveis de remoção de até 80%, chegando a US\$4,74/Kg para níveis de remoção de 95%;

¹⁴ Ver tabelas 3.16 e 3.17

- **Remoção de metais pesados:** os custos de remoção variam entre US\$34,7 a US\$174,6/Kg para níveis de remoção de até 80% e US\$338,7/Kg e US\$698,5/Kg para níveis de remoção de até 95%.

A seguir, serão deduzidos os valores unitários de cobrança por carga orgânica e metais em três países: Alemanha, França e Holanda, de forma a tentar inferir a capacidade do instrumento de induzir o tratamento de efluentes na indústria.

5.3.2.1 ALEMANHA

A metodologia de cobrança da Alemanha estabelece que a carga total de poluentes contida no efluente seja convertida em unidades de toxicidade, segundo os fatores de conversão apresentados na tabela 2.5. Para efeito de cobrança por poluição, sobre cada unidade de toxicidade contida no efluente incide o valor da cobrança unitária vigente. Ou seja, à emissão de cada unidade de toxicidade (50 kg de DQO ou 3 kg de fósforo ou 100 gramas de cádmio, por exemplo) corresponde uma cobrança unitária de 70 DM, valor este vigente a partir de 1997. Esta cobrança incide sobre toda a carga poluente correspondente a cada um dos fatores geradores de cobrança (DQO, Fósforo, Nitrogênio, AOX, Hg, Cd, Cr, Ni, Pb e Cu) emitida durante um período de 1 ano.

Assim, a dedução da cobrança por kg de poluente emitido pode ser feita dividindo-se a taxa por unidade de toxicidade pela carga poluente equivalente para cada parâmetro gerador de cobrança. Os resultados desta análise estão apresentados na tabela 5.14. Os valores de cobrança por poluente praticados na Alemanha foram deduzidos para os anos de 1994 e 1997.

Comparando-se a cobrança por carga orgânica na Alemanha com os custos de abatimento fornecidos por JANTZEN verifica-se que o valor cobrado é relativamente baixo, só sendo capaz de induzir tratamento naquelas indústrias que possuem custos de remoção situado na faixa mais baixa dos custos estimados e mesmo assim para níveis de remoção de até 80%. O mesmo ocorre com a cobrança por metais menos tóxicos, tais como: cromo, níquel, chumbo e cobre. A cobrança mais elevada para mercúrio e arsênico pode ter um impacto maior sobre o comportamento dos poluidores, os valores cobrados estão na mesma faixa dos custos estimados para remoção de metais.

Tabela 5.14: Cobrança por poluição na Alemanha				
Poluente	Unidade de Toxicidade	Cobrança por poluente (US\$/Kg)		Custos de Remoção (US\$/Kg)
		1994 1 UT = 60 DM = US\$26	1997 1 UT = 70 DM = US\$31	
DQO	50 kg	0,5	0,6	US\$0,06/Kg a US\$2,85/Kg (até 80% remoção) US\$4,74/Kg (níveis de remoção até 95%)
Fósforo	3 kg	9,0	10,5	
Nitrogênio	25 kg	1,1	1,3	
AOX	2 kg de halógenos	13,5	15,8	
Hg	20 g	1354	1 580	METAIS US\$34,7 a US\$174,6/Kg (níveis de remoção de até 80%) US\$338.7/Kg a US\$698.5/Kg (níveis de remoção de até 95%)
Cd	100 g	270	316	
Cr	500 g	54	63	
Ni	500 g	54	63	
Pb	500 g	54	63	
Cu	1000 g	27	32	
Taxas de conversão 1994 1 US\$ = 2,33 DM 1997 1 US\$ = 2,21 DM				

5.3.2.2 FRANÇA

Como visto no capítulo 4, no sistema francês, a cobrança por poluição para usuários não domésticos cujo uso seja maior que 200 “equivalentes-habitantes” é calculada pela expressão:

$$\text{Cobrança poluição potencial} = \text{carga poluente} \times \text{cobrança unitária} \times \text{coeficiente de zona}$$

Na tabela 4.9 foram apresentados os valores unitários de cobrança por emissão de poluentes praticados pelas agências francesas. A metodologia prevê diversos parâmetros “compostos” de poluição (matéria orgânica, matérias inibidoras, matérias tóxicas, etc.) como fatores geradores de cobrança, diferentemente da Alemanha, por exemplo, onde

os fatores geradores de cobrança são parâmetros físico-químicos mais simples (DQO, metais, etc.). Este é um fator complicador para se proceder à comparação entre cobrança e custos de remoção, já que não se conhecem os custos de remoção destes parâmetros poluentes “compostos”.

Para se proceder a uma análise similar aquela que foi feita para a Alemanha faz-se necessária a desagregação, em termos de DQO e metais pesados, dos parâmetros de cobrança por carga orgânica e metais, que no sistema francês são cobrados como matéria orgânica (MO) e toxicidade (METOX), respectivamente. Pode-se considerar as seguintes relações entre os parâmetros:

- Relação entre MO e DQO nos efluentes industriais:
- Para $DBO_5/DQO = 0,22^{15} \Rightarrow 1 \text{ kg DQO} = 2,1 \text{ Kg MO}$
- Para $DBO_5/DQO = 0,79^{16} \Rightarrow 1 \text{ Kg DQO} = 1,2 \text{ Kg MO}$
- Relação entre MO e DQO nos efluentes domésticos:
- Para $DBO_5/DQO = 0,5 \Rightarrow 1 \text{ Kg DQO} = 1,5 \text{ Kg MO}$
- Relação entre Metox e metais¹⁷ nos efluentes industriais é obtida pela equação geral:

$$1 \text{ kg de Metal} = P_{\text{metal}} \text{ Kg de Metox}$$

Obtendo-se:

- 1 Kg Cr ou Zn = 1 Kg Metox
- 1 Kg Cu ou Ni = 5 Kg Metox
- 1 Kg As ou Pb = 10 Kg Metox
- 1 Kg Cd ou Hg = 50 Kg Metox

Para se determinar os valores cobrados por emissão de poluentes em termos de DQO e metais a partir dos valores de cobrança apresentados na tabela 4.9 fazem-se necessárias ainda duas considerações:

¹⁵ Segundo ECKENFELDER (2000) a relação DBO_5/DQO nos efluentes industriais varia entre 0,22 e 0,79.

¹⁶ Idem nota anterior.

¹⁷ A cobrança por metais no sistema francês é feita através do indicador de toxicidade METOX. A carga em METOX é calculada convertendo-se a carga destes poluentes através da atribuição de diferentes pesos a cada metal (P_{metal}).

1. Como a cobrança na indústria é feita apenas uma vez por ano e é baseada na carga diária estimada para o mês de maior produção, os valores unitários apresentados nos textos como FF/Kg, na verdade se referem na verdade a FF/ano/Kg/ “dia normal do mês de maior produção”¹⁸. Assim, o valor real cobrado por quilo dependerá da carga emitida durante os demais meses, sendo fortemente afetado pela sazonalidade das indústrias. Os valores desagregados apresentados nas tabelas 5.15 e 5.16 a seguir se referem a indústrias que emitam o mesmo tipo de efluente durante todo o ano, considerando-se 240 dias úteis de trabalho anuais. Para empresas que trabalhem menos dias por ano ou que apresentem, grande variabilidade na produção mensal, os valores unitários cobrados serão mais altos.
2. Os coeficientes de zona, que integram a equação da cobrança por poluição, variam de agência para agência. Os valores desagregados apresentados nas tabelas 5.15 e 5.16 a seguir foram calculados aplicando-se sobre os valores cobrados os coeficientes de zona máximos e mínimos para duas agências: 1,0 e 1,9 para a agência Rhin-Meuse, e 1,0 e 1,25 para a agência Seine-Normandie.

As tabelas 5.15 e 5.16 apresentam a cobrança equivalente deduzida para as agências de água francesas por quilo de DQO e de metais aplicando-se as seguintes equações:

$$\text{Cobrança DQO(US\$/Kg)} = \text{Coeficiente de Zona} \times (\text{Cobrança MO} \times 1,2 \text{ ou } 2,1) / 240$$

$$\text{Cobrança Metal (US\$/Kg)} = \text{Coeficiente de Zona} \times P_{\text{Metal}} \times (\text{Cobrança METOX} / 240)$$

Onde:

- **Coeficiente de Zona Mínimo:** 1,0
- **Coeficiente de Zona Máximo:** 1,9 para a agência Rhin-Meuse, e 1,25 para a agência Seine-Normandie;
- **Cobrança MO e Cobrança Metox:** em US\$/ano/Kg/dia

¹⁸ Segundo técnicos franceses, esta metodologia procura refletir a necessidade de se observar os padrões de qualidade ambiental para o corpo hídrico durante todo o ano e a externalidade gerada para os demais

- P_{Metal} : 1 para Cr ou Zn; 5 para Cu ou Ni; 10 para As ou Pb e 50 para Cd ou Hg.

Desta forma os valores máximos de cobrança apresentados nas tabelas 5.15 e 5.16 se referem aos máximos derivados da aplicação de coeficientes de zona máximos, não se tratando de máximos absolutos. Indústrias sazonais situadas em zonas de coeficientes máximos poderão arcar com valores unitários de cobrança mais elevados ainda. Por outro lado os valores mínimos simulam os valores mínimos reais já que poucas indústrias trabalham mais que 240 dias/ano.

Tabela 5.15: Cobrança Equivalente por matéria orgânica em termos de DQO nas Agências de Água da França (US\$/Kg)							
Parâmetro	Hipótese de Cálculo	Bacia					
		Adour-Garonne	Artois-Picardie	Loire-bretagne	Rhin-Meuse	Rhone-Mediterrane e-Corse	Seine-Normandie
MO (US\$/ano/Kg.dia)		46.83	48.84	28.31	40.40	53.02	54.07
MO (US\$/Kg)	Mínimo Coef. Zona=1,0	0.20	0.20	0.12	0.17	0.22	0.23
	Máximo Coef. Zona Máximo				0.32 Coef. Zona Max=1,9		0.28 Coef. Zona Max=1,25
DQO (US\$/Kg)	Mínimo DQO=1,2*MO Coef. Zona=1,0	0.23	0.24	0.14	0.20	0.27	0.27
	Máximo DQO=2,1*MO Coef. Zona Máximo				1.28 Coef. Zona Max=1,9		0.74 Coef. Zona Max=1,25
DQO Custos de remoção (US\$/Kg)		US\$0,06/Kg a US\$2,85/Kg (até 80% remoção) Até US\$4,74/Kg (níveis de remoção até 95%)					

usuários: a vazão usada para diluir os efluentes no mês de máxima produção se torna indisponível para outros usos durante todo o ano.

Tabela 5.16: Cobrança Equivalente por Metais pesados das Agências de Água da França (US\$/Kg)								
Parâmetro	Unidade de Custo	P_{Metal}^1	Hipótese ²	Bacia				
				Adour-Garonne	Artois-Picardie	Rhin-Meuse	Rhone-Mediterranee-Corse	Seine-Normandie
METOX	US\$/ano/Kg.dia			91,06	281,82	111,52	147,46	351,98
	US\$/Kg		Mínimo	0,4	1,2	0,5	0,6	1,5
			Máximo			0,9		1,8
As, Pb	US\$/Kg	10	Mínimo	3,8	11,7	4,6	6,1	14,7
			Máximo			8,8		18,3
Cd, Hg	US\$/Kg	50	Mínimo	19,0	58,7	23,2	30,7	73,3
			Máximo			44,1		91,7
Cr, Zn	US\$/Kg	1	Mínimo	0,4	1,2	0,5	0,6	1,5
			Máximo			0,9		1,8
Cu, Ni	US\$/Kg	5	Mínimo	1,9	5,9	2,3	3,1	7,3
			Máximo			4,4		9,2
CUSTOS DE REMOÇÃO DE METAIS				US\$34,7 a US\$174,6/Kg níveis de remoção de até 80% US\$338.7/Kg e US\$698.5/Kg níveis de remoção de até 95%				
Notas:								
1. P_{Metal} = fator de conversão onde 1 Kg Metal = P Kg de METOX (BUCKLAND & ZABEL, 1998)								
2. Valores mínimos → Coeficientes de Zona=1,0; Valores máximos → Coeficientes de Zona=1,25 (Agência Seine-Normandie) e 1,9 (Agência Rhin-Meuse)								

A comparação dos valores deduzidos para cobrança por carga orgânica com os custos de abatimento apresentados por Jantzen, mostra que, frente unicamente ao estímulo da cobrança, apenas os poluidores com custos mais baixos de abatimento tenderiam a apresentar níveis elevados de controle da carga orgânica, os demais tenderiam a pagar a taxa.

Da mesma forma que no caso da carga orgânica, a cobrança por metais não apresenta potencialmente grande capacidade de redução da carga poluente já que os valores cobrados, entre US\$0,4/Kg e US\$1,8/Kg para cromo e zinco e US\$19/Kg e US\$91/Kg para cádmio e mercúrio, estão próximos ao limite inferior da faixa dos custos estimados para níveis de remoção de até 80%, que variam entre US\$35/Kg a US\$175/Kg.

Apesar de nesta primeira análise a cobrança por carga orgânica e metais praticada pelas agências francesas não apresentar um alto nível de eficiência econômica, de fato foram observados níveis elevados de remoção de cargas poluentes pelo setor industrial desde a implantação deste instrumento. Na bacia de Artois-Picardie, por exemplo, os despejos

industriais reduziram-se em cerca de 45% entre 1975 e 1984, em termos de sólidos suspensos, matéria orgânica e substâncias tóxicas (TUDDENHAM, 1999). Outro indicador de que parte substancial da carga poluente de origem industrial já vem sendo abatida é o fato de que, na Agência Seine-Normandie, por exemplo, para o ano 2.000 a receita resultante da cobrança neste setor foi cerca de 10% da cobrança por poluição do setor de saneamento (RAPPORT D'ACTIVITÉ, 2000).

Algumas razões possíveis são:

- Como existe financiamento subsidiado ao setor para instalação de sistemas de tratamento, os custos de remoção são substancialmente inferiores aos considerados na análise e a capacidade real de indução da cobrança ao tratamento é maior do que aparenta inicialmente;
- Como o efluente de uma determinada indústria apresenta uma grande gama de poluentes, sendo que grande parte deles, no sistema francês, são fatores geradores de cobrança e, por outro lado, um mesmo sistema de tratamento é capaz de abater, com maior ou menor eficiência, diversos poluentes simultaneamente, a soma da cobrança para os diversos fatores pode representar uma parcela muito maior dos custos de tratamento, do que representa a análise isolada de cobrança por poluente;
- E, por último, mas talvez o fator mais importante, o sistema de licenciamento e fiscalização é considerado por alguns analistas como extremamente forte e temido pelo setor, tendo sido responsável pelo enquadramento das atividades poluentes dentro de padrões de emissão e de processos de produção limpos derivados da melhor tecnologia disponível.

5.3.2.3 *HOLANDA*

A cobrança por emissão de poluentes do setor industrial na Holanda incide sobre carga orgânica (DQO e nitrogênio) e de metais pesados convertida para equivalentes-habitante, conforme exposto no Capítulo II. Anualmente, o governo nacional e os Conselhos de bacia fixam o valor unitário de cobrança por equivalente-habitante. Por ser um parâmetro agregado de DQO e nitrogênio, faz-se necessária a desagregação destes dois parâmetros para que se possa deduzir o valor da cobrança por quilo de DQO e por quilo de nitrogênio, e permitir a comparação com os custos de remoção e com os valores cobrados nos demais países.

Pela metodologia, para conversão da carga poluente orgânica em equivalentes - habitantes, utiliza-se a seguinte expressão (HÖTTE *et al.*, 1995):

$$P = Q / 136 * (DQO + 4.57 N_{Kj})$$

Onde,

- P = Carga poluente em equivalente habitante (EH);
- Q = Vazão (l/dia);
- DQO = Demanda Química de Oxigênio (g/l)
- N_{Kj} = Nitrogênio Kjeldahl ($N_{org} + NH_4-N$) (g/l)
- 136 representa a média diária de consumo de oxigênio da carga poluente produzida por um habitante (g/dia).

Ou seja,

- 1 EH = 136 g/dia = 50 Kg/ano de DQO ¹⁹; e
- 1 EH = 30 g/dia = 11 Kg/ano de Nitrogênio⁴.

Adicionalmente, cada 100 gramas de cádmio, mercúrio ou arsênico, ou 1 quilo de cobre, níquel, zinco ou chumbo, emitidos anualmente, correspondem a um (1) equivalente-habitante –EH (HÖTTE *et al.*, 1995).

Com base nas correlações acima definidas foi calculada a cobrança unitária por poluente, referente ao ano de 1992, praticada na Holanda (Tabela 5.17).

¹⁹ Por se tratar de carga diária por habitante, a carga anual foi encontrada multiplicando-se a carga diária por 365 dias.

Tabela 5.17: Cobrança por emissão de poluentes na Holanda – 1992 (US\$/ Kg)					
Poluente	1 EH (Kg/ano)	Taxa Nacional	Taxa Conselho de Águas		
		US\$25,9/ EH/ano	Máxima US\$67,5 /EH/ano	Mínima US\$ 23,6 / EH/ano	Média US\$38,2/ EH/ano
Cd, Hg e As	0,100	258	674	236	382
Cu, Ni, Zn e Pb	1,000	25	67	23	38
Custos de remoção METAIS		US\$34,7 a US\$174,6/Kg para níveis de remoção de até 80% US\$338.7/Kg e US\$698.5/Kg para níveis de remoção de até 95%			
DQO	50	0,5	1,4	0,5	0,8
Custos de remoção DQO		US\$0,06/Kg a US\$2,85/Kg (até 80% remoção) Até US\$4,74/Kg (níveis de remoção até 95%)			
Nkej	11	2	6	2	3
Valores deduzidos a partir de dados fornecidos por HÖTTE <i>et al.</i> (1995) Taxa de câmbio = 1,7781 NGL = 1US\$ (Jan/1992)					

A cobrança por carga orgânica na Holanda tende a se situar na mesma faixa dos custos de remoção, já que os valores cobrados são fixados de forma a cobrir os custos dos sistemas de tratamento operados pelos Conselhos de Águas (Waterschappen). Estes por operarem estações de maior porte, tendem a ter custos mais reduzidos de tratamento e a cobrança por DQO varia entre US\$0,5 a US\$1,4/Kg, enquanto que os custos previstos por JANTZEN variam entre US\$0,06 a US\$2,85/Kg para níveis de remoção de até 80%. Outro fator que influi no valor da cobrança é o nível de amortização dos custos de investimentos dos sistemas de tratamento. Naqueles Conselhos de Águas (Waterschappen) onde os investimentos de capital já foram amortizados, a cobrança por carga orgânica tende a ser mais baixa.

Já a cobrança por metais não reflete propriamente o custo de remoção dos mesmos, já que os Conselhos de Águas (Waterschappen) não fazem o tratamento dos metais e repassam para a cobrança apenas os custos adicionais de disposição da lama. A poluição por metais a torna imprópria para uso agrícola, que é a destinação usual. Mesmo assim, os valores cobrados por emissão de cobre, níquel, zinco e chumbo tendem a induzir o tratamento naquelas indústrias com baixos custos de remoção. Os valores cobrados por

cádmio, mercúrio e arsênico, entre US\$230 a US\$670/Kg, tendem a induzir um alto nível controle para estes metais nas indústrias. Com estes níveis de cobrança, a política de controle da poluição industrial holandesa alcançou reduções substanciais desde 1970. HÖTTE *et al.* (1995) reportam uma redução na emissão de carga orgânica pelo setor manufatureiro de 15,3 milhões de EH, em 1975, para 5,7 milhões, em 1990, em termos de equivalente-habitantes (EH).

Da mesma forma as descargas de metais pesados pelo setor industrial apresentaram reduções entre 66 e 94% entre 1976 e 1990, conforme dados apresentados na tabela 5.18 (HÖTTE *et al.*, 1995).

A redução de emissões de metais pesados não pode ser atribuída diretamente à cobrança por este tipo de poluente tendo em vista que até 1993, esta não existia para descarga em águas federais, e a emissão de metais estava concentrada em algumas grandes indústrias que descarregavam nestes corpos hídricos. Neste caso, a redução pode ser antes atribuída à necessidade destas indústrias de atender às exigências do licenciamento e/ou à disponibilidade de recursos gratuitos para indústrias já instaladas para investimento em sistemas de tratamento. Por um lado, as emissões de metais estavam concentradas em poucas indústrias de grande porte e a regulação por comando e controle mostrou-se extremamente eficiente. O mesmo não ocorre com a emissão de carga orgânica, cujas fontes estão muito mais diluídas e cujo monitoramento e fiscalização seria muito menos eficiente. Por outro lado, a cobrança por emissão de carga orgânica nas águas federais permitiu a formação de um fundo federal cujos recursos eram destinados a pagar até 60% dos investimentos das empresas em tratamento biológico e até 90% dos investimentos em tratamento químico, além de recursos para medidas de controle integrado do processo (IPC).

O gráfico 5.3 apresenta a correlação encontrada por SCHUURMAN (1988, *in* HÖTTE *et al.*, 1995) entre o incremento da cobrança por poluição e o volume de emissões com base em dados disponíveis para 143 companhias “medidas” (emissões acima de 1.000 equivalentes-habitante), entre 1975 e 1980. Neste gráfico é apresentado também o montante anual pago por estas empresas pela aplicação da cobrança por emissão de poluentes.

Outra pesquisa apresentada pela mesma fonte mostra o impacto das ações governamentais na adoção de controle dos efluentes. Entre 150 grandes empresas pesquisadas, 132 tomaram medidas de controle, sendo que 108 indicaram a ação governamental como principal fator na decisão. Entre estas, 66% apontaram a cobrança e/ou a expectativa de incrementos na

mesma como o fator decisivo para a adoção das medidas e 24% indicaram as imposições do licenciamento.

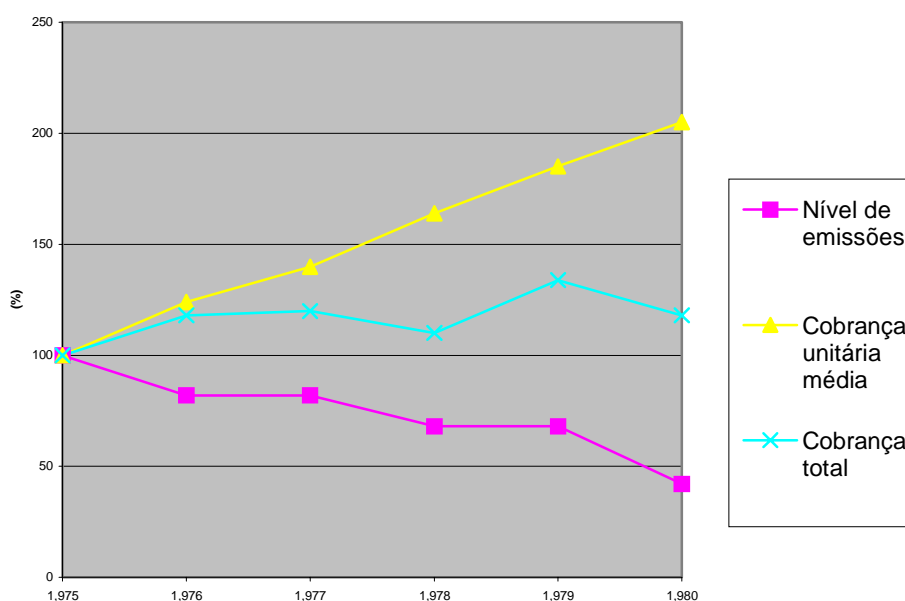
Por outro lado, dados apresentados pelos mesmos autores sobre relação entre a cobrança por poluição e valor agregado pelas indústrias com mais de 20 empregados mostra que a cobrança representava entre 1988 e 1990 apenas cerca de 0,26% do valor agregado. O que leva a crer que as expressivas reduções das emissões industriais tenham sido ocasionadas não só pelo estímulo econômico da cobrança, mas antes por uma conjunção desta com a disponibilidade de financiamento das medidas de controle e no caso dos metais, com um aperto das medidas de comando e controle.

Tabela 5.18: Emissões de metais pesados pelo setor industrial na Holanda (1000 kg)

Metal	1976	1980	1985	1988	1989	1990	Redução 1976/1990
Cd	29,5	19,6	17,7	6,1	4,1	3,7	87%
Hg	2,9	0,9	0,4	0,5	0,5	0,5	83%
Cr	373	151	109	92	86	22	94%
Cu	88	60	30	30	30	27	69%
Pb	113	121	33	21	22	23	80%
Ni	65	72	36	24	26	22	66%
Zn	782	565	192	127	136	111	86%

Fonte: HÖTTE *et al.* (1995)

Gráfico 5.3: Relação entre cobrança e nível de emissões no setor industrial holandês
(SCHUURMAN, 1988, *in* HOTTE *et al.*, 1999)



5.4 Efetividade e eficiência financeira dos sistemas de gestão de recursos hídricos

Os sistemas de gestão de recursos hídricos podem ser modelados com diferentes objetivos e os casos estudados no capítulo 4 mostram uma variedade de modelos em aplicação nos diferentes países. De acordo com estes objetivos, os sistemas utilizam, com maior ou menor intensidade, os instrumentos econômicos e os instrumentos de comando e controle.

A **efetividade financeira** do sistema é função da capacidade do mesmo de, através da cobrança pelo uso da água ou taxas de licenciamento, gerar receitas para financiamento das suas atividades tais como: sistema de monitoramento, fiscalização, licenciamento e até o financiamento de atividades de recuperação e preservação ambiental.

A **eficiência financeira** é medida do que representam os custos administrativos e operacionais do sistema em relação à receita total gerada pelo sistema.

A seguir serão analisadas a capacidade de arrecadação e a destinação dos recursos gerados pela cobrança pelo uso da água dos sistemas francês, alemão e do Reino Unido, na tentativa de se avaliar a eficiência e efetividade financeira destes sistemas.

Na tabela 5.19 é apresentada a arrecadação da cobrança por uso da água na Inglaterra e País de Gales, na França, na Alemanha e na Holanda, sendo que, nestes dois últimos, somente cobrança por poluição.

Com base nos dados da tabela 5.19, foram determinados custos-índice por habitante para os quatro sistemas de gestão. A arrecadação por habitante está apresentada na tabela 5.20.

Tabela 5.19: Arrecadação da cobrança por uso da água (US\$ x 10 ⁶)								
Ano	Captação e consumo		Poluição					
	França	Ingl. & País de Gales	França			Alemanha	Ingl. & País de Gales	Holanda
			Industrial	Doméstico	Total			
1990		87.76 ¹				197.56 ³		
1991	138.67		128.67	383.63	512.31	214.74 ³		
1992	181.48	105.28 ²	144.14	520.41	664.55			650
1993	321.24		477.67	740.30	1,217.96		52.84 ⁴	

Notas:
 1 – referente ao período 1990/1991;
 2 - referente ao período 1992/1993;
 3 – referente a apenas 11 dos 17 Länder, que representavam uma população de 62.5 milhões (78% do total) em 1993;
 4 – arrecadação pretendida.
 Fontes: Dados da Alemanha – KRAEMER & JÄGER (1998); demais dados – BUCKLAND & ZABEL (1998)

Tabela 5.20: Arrecadação per capita da cobrança (US\$/hab.ano)								
Ano	Captação e consumo		Poluição				Total	
	França	Inglaterra & País de Gales	França	Inglaterra & País de Gales	Alemanha	Holanda	França	Inglaterra & País de Gales
1990		0.84 ¹			3.16		27	1,5
1991	2.44		9.02		3.44			
1992	3.20	1.01 ²	11.70			43		
1993	5.66		21.44	1.01				
População (10 ⁶ hab.)	56.8	52.0	56.8	52.0	62.5	15.1		

Notas:
1 – referente ao período 1990/1991;
2 - referente ao período 1992/1993;

Os montantes arrecadados neste quatro países tem aplicação diferenciada:

- Na Inglaterra e País de Gales, a arrecadação se destinava na época exclusivamente a cobrir os custos de administrativos e de monitoramento da National River Authority (NRA), a qual era a entidade responsável pelo sistema de gestão e controle de recursos hídricos. Na época, a NRA cumpria com praticamente a totalidade das funções de controle e gestão relativas aos recursos hídricos, desde o licenciamento até o monitoramento, ou seja, os seus custos abarcavam na totalidade os custos de um sistema de gestão e controle sem responsabilidade sobre investimentos em infraestrutura hídrica. Em 1992/1993, a cobrança por captação permitiu cobrir 97% dos custos do sistema regulatório de recursos hídricos (BUCKLAND & ZABEL, 1998). Por outro lado, devido à pressão dos usuários/poluidores por uma redução da cobrança por poluição, a NRA teria implantado um amplo sistema de auto-monitoramento com a finalidade de reduzir seus custos, ou seja, no caso inglês o montante arrecadado pela cobrança por poluição só era capaz de cobrir os custos administrativos da gestão e de um sistema de monitoramento apenas suficiente para auditar os resultados do auto-controle. Inclusive, no sistema inglês os valores cobrados variam de acordo com o tipo de poluentes emitidos e a vulnerabilidade do corpo hídrico receptor. A emissão de poluentes orgânicos perigosos ou em corpos hídricos muito sensíveis atraem maior cobrança por demandar monitoramento mais intensivo ou análises de laboratório mais caras (ZABEL *et al.*, 1998).

- Na Alemanha, do total arrecadado pela cobrança por poluição, cerca de 10 a 15% se destinam a cobrir custos administrativos do sistema e o restante é aplicado em monitoramento e apoio a projetos de melhoria ambiental. Mas como as atividades de licenciamento, controle e monitoramento estão distribuídas por diferentes órgãos e instituições estaduais, além de algum envolvimento dos órgãos federais, não se pode precisar o custo total do sistema de controle da poluição hídrica e muito menos do sistema de gestão dos recursos hídricos.
- Na França, de 5 a 10 % do montante arrecadado é usado para cobrir gastos administrativos das agências de água, o restante é investido em monitoramento e no financiamento das obras de proteção ambiental. Mas diferentemente da NRA, as agências não cumprem com a totalidade das tarefas relativas ao licenciamento e monitoramento, e da mesma forma que na Alemanha, aqui também não se pode precisar o custo total do sistema de gestão de recursos hídricos.
- Na Holanda, o total arrecadado se destinava a cobrir os custos dos sistemas de tratamento de efluentes e do sistema de gestão. Além disso, a cobrança federal era utilizada para prover financiamentos às indústrias para instalação de sistemas próprios de tratamento.

A comparação entre os custos por habitante/ano incorridos pelos quatro diferentes sistemas analisados mostra que:

- O sistema inglês voltado exclusivamente para regulação e vigilância custa cerca de US\$1,5/hab.ano, este valor pode ser tomado como indicativo dos custos de um sistema de gestão de recursos hídricos, que utiliza o instrumento econômico da cobrança. Um sistema de gestão por comando e controle como o sistema americano, analisado no Capítulo 4, custa aproximadamente US\$6/hab.ano para desempenhar funções similares, o que indica que a implantação de um sistema de gestão de recursos hídricos “ad hoc” que conta com o instrumento da cobrança dedicado exclusivamente à gestão de recursos hídricos tende a apresentar **eficiência financeira** maior que um amplo sistema de comando e controle.
- Os quatro sistemas analisados apresentam **alta efetividade financeira** porque conseguem gerar praticamente a totalidade dos recursos necessários ao seu funcionamento. Nos quatro sistemas analisados os custos de transação decorrentes dos custos administrativos são inferiores à receita gerada, sendo que no caso francês e alemão existe geração de receita para investimento. Com uma

cobrança de US\$1,5/hab.ano se consegue cobrir os custos de gestão e monitoramento, com US\$3,5/hab.ano já se cobre os custos de gestão e gera-se algum excedente para investimento e com US\$27/hab.ano as agências francesas conseguem financiar cerca de 30% dos investimentos em intervenções de preservação e controle dos recursos hídricos. A cobrança de US\$43/hab.ano permite cobrir os custos dos sistemas públicos de tratamento, além dos custos do sistema de gestão.

Além da cobrança, os sistemas de gestão analisados utilizam outros instrumentos para assegurar o cumprimento com os objetivos ambientais traçados, entre os quais citam-se:

- Obrigatoriedade de licenças para emissão, sendo que as atividades poluidoras de maior risco são licenciadas dentro do conceito de “controle integrado de poluição - IPC” (Inglaterra e França);
- Descarga de substâncias perigosas devem sempre respeitar limites estritos derivados da aplicação da melhor tecnologia de tratamento (BAT) ou de meio de produção que não impliquem custos excessivos (BATNEEC).
- Padrões semelhantes para descargas nos corpos hídricos e nos sistemas de coleta para estimular tratamento local (Alemanha) e estímulo à descarga nos sistemas públicos.

5.5 Investimentos setoriais no abatimento da poluição

A OCDE faz regularmente pesquisas sobre gastos dos países associados a abatimento e controle da poluição (PAC Expenditure). Por definição estes gastos incluem apenas investimentos e despesas correntes que concorrem diretamente para este objetivo. Nestes gastos, pela definição da OCDE, não são computados: gerenciamento de recursos naturais, proteção de espécies, criação e manutenção de parques naturais e cinturões verdes e investimentos em abastecimento de água, por exemplo. A metodologia adotada tenta evitar dupla contabilidade e considerar as ações empreendidas dentro de uma abordagem integrada de controle e abatimento adotadas não só no fim da linha como também no processo produtivo. Estas pesquisas constituem-se numa boa fonte de dados para análises de custo-efetividade das políticas nacionais de controle e abatimento da poluição.

A análise da distribuição dos investimentos e gastos correntes em abatimento e controle da poluição mostra que esta atividade depende fortemente do investimento do setor público. Nos países da OCDE o gasto público representa em média 70% dos gastos totais, sendo que, cerca de 56 % dos gastos totais do setor público em controle e abatimento da poluição

são investidos em controle da poluição hídrica. Nestes países, o investimento privado é integrado em sua maior parte pelas indústrias que fazem o tratamento dos seus próprios efluentes. O investimento em controle da poluição hídrica representa cerca de 25% dos gastos totais do setor privado em controle e abatimento da poluição (OCDE, 1998).

Na França e Alemanha os gastos pouco variaram durante a década, enquanto nos EUA os gastos experimentaram um crescimento de mais de 40%, localizado principalmente no setor público. A relação entre o investimento do setor de negócios e o setor público na França é bastante inferior ao investimento deste setor na Alemanha e EUA.

Apesar dos pesados investimentos, em 1998, técnicos franceses consideravam que o reflexo na melhoria da qualidade da água superficial vinha sendo abaixo do esperado. Em 1994, o presidente da Adour-Garonne declarava: “nós eliminamos 35% da poluição enquanto a Alemanha eliminou 65%, nós precisamos dobrar o preço da água para alcançá-los” (in BARRAQUÉ & AL, 1998). No caso da França, os resultados dos programas de controle da poluição têm mostrado que a poluição difusa tem um impacto maior que o inicialmente imaginado sobre a qualidade da água.

Comparando-se os gastos per capita em controle da poluição hídrica com a arrecadação gerada pela cobrança verifica-se que os valores arrecadados são bastante baixos em relação aos valores investidos. Na França a arrecadação per capita de cerca de US\$27/ano, representa 25% dos investimentos públicos. Na Alemanha, apesar de não se dispor de dados sobre receita gerada pela cobrança por captação, observa-se que a arrecadação por poluição, cerca de US\$3,5/ano, representa apenas 3% dos investimentos públicos.

Os fortes investimentos têm permitido aos países mais desenvolvidos pelo menos o estancamento do processo de degradação das suas águas interiores, quando não o alcance de padrões de qualidade satisfatórios. Segundo avaliações recentes da OCDE, os principais problemas remanescentes são:

- A poluição difusa (agricultura, tráfego, erosão, deposição de poluentes aéreos, etc.) tem neutralizado os progressos oriundos do controle das fontes pontuais;
- Apesar do sucesso em limpar as águas mais poluídas, áreas remanescentes não poluídas pioraram, denotando uma incapacidade do sistema definir políticas mais específicas de proteção;
- A poluição das águas subterrâneas tem elevado os custos de tratamento ou até mesmo tornado parte delas inadequadas para abastecimento;

- Devido aos altos níveis de abatimento já alcançados, a poluição remanescente apresenta custos marginais de redução cada vez mais altos, tornando o controle da poluição no “fim de linha”, como correntemente utilizados no comando e controle, inadequado, sendo antes recomendável a adoção de tecnologias mais limpas de produção.

O enfrentamento dos problemas acima mencionados deverá necessariamente ser feito através de uma abordagem integrada do problema da poluição. Tecnologias mais limpas de produção deverão ser adotadas em todo o processo produtivo tanto para reduzir a poluição pontual remanescente no fim da cadeia produtiva como para controlar a poluição difusa. Uma melhor proteção dos ecossistemas deverá ser alcançada através da adoção de objetivos de qualidade ambiental por áreas específicas, em lugar de padrões nacionais generalizados. Esta mudança de estratégia de controle demanda certamente um grande aumento do trabalho de regulamentação, demandando medidas de gestão de maior complexidade.

Tabela 5.21: Investimentos e gastos correntes em controle e redução da poluição hídrica (meados da década de 90)						
País	Total		Setor Público		Setor de Negócios	
	per capita	% PIB	per capita	% PIB	per capita	% PIB
USA	160.7	6	105.0	3.9	55.7	2.1
Coréia	93.9	7.5	61.8	4.9	32.1	2.6
Áustria	188.9	10.2	133.8	7	55.2	3.2
República Tcheca	93.7	10.4	46.1	5.1	47.6	5.3
Finlândia	84.6	5.2	49.7	3	34.9	2.1
França	132.7	6.7	105.8	5.3	26.9	1.3
Alemanha	158.0	7.6	111.2	5.4	46.7	2.3
Hungria	18.9	3	12.3	2	6.6	1
Itália	42.3	2.8	29.5	1.9	12.8	0.8
Holanda	138.7	7.9	91.1	5.2	47.6	2.7
Portugal	37.3	3.1	32.4	2.7	4.9	0.4
Suíça	132.6	5.8	102.4	4.5	30.2	1.3

Per capita: em US\$ por habitante em PPP (paridade do poder de compra)
 % PIB: por 1 000 unidades do PIB
 Fonte : OECD (1998)

Tabela 5.22: Evolução dos gastos em controle e abatimento da poluição hídrica							
Ano	França x10⁶ FF			Alemanha Ocidental x10⁶ DM		EUA x10⁶ US\$	
	Setor Público	Setor Privado	Residências	Setor Público	Setor Privado	Setor Público	Setor Privado
1980				10 820	4 686		
1981	16 516	5 035				13 594	9 193
1985	16 057	4 713	3 389	9 081	4 396	16 036	10 253
1987	16 926	4 419	3 373				
1989				10 549	5 377		
1990	17 275	6 622	3 520			21 071	11 863

Fonte: OCDE (1993)

5.6 Conclusões

Os sistemas de gestão e controle dos recursos hídricos são essencialmente “ad hoc” e vêm sendo montados de acordo com as necessidades ditadas pela situação dos recursos hídricos trazendo incorporados na sua estrutura muito da cultura de cada país. Alguns países utilizam mais fortemente o instrumento da cobrança e a gestão envolve muita negociação entre os interessados, outros se apoiam mais nos instrumentos de comando e controle, sendo a cobrança usada no intuito de financiar parte das ações envolvidas na gestão.

Para serem eficientes, os sistemas de gestão devem combinar cobrança e controle de forma complementares, tendo-se observado que:

Com cobrança da ordem de US\$1,5/hab.ano, o sistema inglês consegue cobrir os custos de licenciamento e gestão, mas o sistema de monitoramento e fiscalização é complementado por um sistema de autocontrole custeado pelos usuários/poluidores.

Com cobrança de US\$27/hab.ano o sistema francês consegue fazer a gestão por objetivos de qualidade ambiental e financiar cerca de 30% do programa de investimentos das agências, esta arrecadação representa ainda cerca de 25% dos investimentos governamentais em abatimento da poluição hídrica.

Em todos os casos analisados, a cobrança por uso da água, por si só, tende a ter pouco impacto na mudança de comportamento do poluidor/usuário, necessitando que limites de emissão baseados em objetivos de qualidade ambiental sejam fixados e controlados pela entidade de gestão. Isto leva à necessidade de uma clara separação entre gestores e usuários/poluidores para garantir transparência e cumprimento com as metas.

A cobrança pelo uso da água é um potente instrumento para arrecadação de recursos, o reinvestimento destes recursos no controle da poluição hídrica, através de créditos subsidiados disponíveis tanto para o setor privado, como para entidades públicas de saneamento, se mostrou como um fator de estímulo para adoção de medidas de controle da poluição.

Além da cobrança, os sistemas de gestão utilizam outros instrumentos para assegurar o cumprimento com os objetivos ambientais traçados, entre os quais citam-se:

- Obrigatoriedade de licenças para emissão, sendo que as atividades poluidoras de maior risco são licenciadas dentro do conceito de “controle integrado de poluição - (IPC” (Inglaterra e França);
- A descarga de substâncias perigosas deve sempre respeitar limites estritos derivados da aplicação da melhor tecnologia de tratamento (BAT) ou de meio de produção que não impliquem custos excessivos (BATNEEC).
- Aplicação de padrões semelhantes para descargas nos corpos hídricos e nos sistemas de coleta para estimular tratamento local e estímulo à descarga nos sistemas públicos.

O controle da poluição oriunda dos efluentes urbanos através da geração de recursos para investimento pela prática de tarifas que reflitam a recuperação dos custos de investimentos, operação e manutenção, é limitado pela capacidade de pagamento dos usuários. As análises feitas mostram que o usuário doméstico tende a adequar seu uso de forma a comprometer entre 0,3 a 0,7% da sua renda com a conta de água e esgoto. A adoção de tarifas muito acima destes limites pode introduzir desequilíbrios econômicos globais indesejáveis à economia e mais especificamente à concorrência. Assim os níveis de tratamento destas fontes de poluição estarão limitados pela capacidade de pagamento dos usuários e pela capacidade governamental de subsidiar estes serviços.

O consumo per capita nos países que apresentam relação tarifa/renda per capita elevada, tende a se estabilizar em cerca de 100 l/hab.dia para países com de renda mais baixa e entre 120-130 l/hab.dia para países de renda mais altas. Por outro lado valores de tarifas muito baixos levam o consumo para níveis acima de 300 l/hab.dia.

O planejamento de novos sistemas de saneamento deve levar em conta tanto a redução do consumo per capita em função do aumento das tarifas/redução de subsídios, como a redução da carga poluidora de origem industrial, resultante do binômio cobrança pelo uso da água /créditos subsidiados para investimento em sistemas de tratamento ou medidas e de controle.

Outro fator de grande impacto nos níveis de consumo per capita é a hidrometração: na Inglaterra o consumo registrado nas residências com hidrômetro é cerca de 8 a 13% menor que o consumo registrado nas residências sem hidrômetro. Outros estudos mostram reduções de até 50%.

A questão dos impostos incidentes sobre os serviços de água e esgotos é importante de ser observada na modelação da política de saneamento de um país de acordo com os objetivos a atingir: maior ou menor presença de prestadoras do serviço privadas tanto na água como no esgoto.

As tabelas 5.23 e 5.24 apresentam resumos comparativos da cobrança pelo uso da água nos países analisados.

Tabela 5.23: Cobrança por poluição (US\$/Kg de poluente)					
Parâmetro	Holanda		Alemanha	França	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
US\$/Kg					
DQO	0,5	1,4	0,6	0,14	1,28
N	2,2 ¹	6,2 ¹	1,3 ¹	0,10 ²	0,3 ²
P			10,5	0,15	0,9
AOX			15,8	0,46	2,2
As	236,2	674,9		3,8	18,3
Cd	236,2	674,9	316,0	19,0	91,6
Cr			63,2	0,4	1,8
Cu	23,6	67,5	31,6	1,8	9,2
Hg	236,2	674,9	1 580,0	19,0	91,6
Ni	23,6	67,5	63,2	1,8	9,2
Pb			63,2	3,8	18,3
Zn	23,6	67,5		0,4	1,8

1 – Nitrogênio Kjeldal
2 – Nitrogênio reduzido

Tabela 5.24: Resumo da cobrança por captação e consumo em alguns países europeus

País	Tipo de cobrança	Fonte	Uso	Preço médio	Tarifa média (US\$/m ³)			Obs.
					Água	Esg.	A+E	
Alemanha	Captação	Água superficial	Doméstico	0,015 a 0,06 US\$/m ³	1,69	2,20	3,89	Varia por estado
			Industrial	0,02 a 0,05 US\$/m ³				
			Agrícola	0,0014 a 0,015 US\$/m ³				
		Água subterrânea	Doméstico	0,015 a 0,18 US\$/m ³				
			Industrial	0,02 a 0,09 US\$/m ³				
			Agrícola	0,002 a 0,08 US\$/m ³				
França	Captação e consumo	Água superficial	Doméstico	0,01 a 0,05 US\$/m ³	1,58	1,53	3,11	Varia por bacia e por trecho da bacia
			Industrial	0,005 a 0,02 US\$/m ³				
		Água subterrânea	Doméstico	0,025 a 0,05 US\$/m ³				
			Industrial	0,01 a 0,03 US\$/m ³				
Holanda	Captação e consumo	Água subterrânea	Doméstico	0,14 a 0,17 US\$/m ³ (federal) 0,005 a 0,14 US\$/m ³ (provincial)	1,41	1,75	3,16	Cobrada duplamente
			Industrial e agrícola	0,05 a 0,08 US\$/m ³ (federal)				
Reino Unido	Captação e consumo		Industrial	0,008 a 0,03 US\$/m ³	1,43	1,68	3,11	

6. Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

6.1 Introdução

Seguindo uma tendência mundial, o Brasil experimentou, a partir da década de 70, grande evolução de suas políticas de meio ambiente, tendo implantado a partir daí um extenso arcabouço legal e institucional de gestão ambiental. As últimas três décadas do século XX podem ser divididas em três fases muito características quanto aos objetivos e instrumentos de gestão aplicados:

- **De 1970 até fins da década de 80:** política de controle ambiental centralizada exercida por órgãos federais e estaduais de meio ambiente, baseada em mecanismos de comando e controle (disciplinamento, proibições e normas), com grande ênfase no controle pontual da emissão de poluentes industriais. Esta fase é marcada pela falta de integração entre as políticas de desenvolvimento e de meio ambiente, pelo custeio integral por fundos públicos e pela falta de participação social (GOLDENSTEIN, 2000);
- **Fins da década de 80 até início da década de 90:** Inicia-se a implantação de uma política nacional de meio ambiente, definida pela Constituição Federal de 1988, introduz-se o conceito de gestão ambiental integrada e participativa, criação de conselhos federal e estaduais de meio ambiente buscando a integração entre os diferentes níveis de governos e entre os setores público e privado, graves problemas ambientais são acompanhados de uma maior conscientização e mobilização pública por um lado, e, por outro lado, com o nível ainda baixo de integração da políticas públicas setoriais;
- **A partir da década de 90:** Consideração da escala global das questões ambientais na esteira da realização da Rio-92, introdução do conceito de desenvolvimento sustentável e dos instrumentos econômicos na gestão ambiental, e o início do processo de reformulação dos órgãos setoriais de gestão.

Da mesma forma que a gestão ambiental, a gestão de recursos hídricos no Brasil vem experimentando uma forte evolução nas últimas três décadas. Até então os grandes projetos que afetavam o setor de recursos hídricos eram conduzidos por setores específicos: hidrelétrico, irrigação, saneamento, hidroviário, sem uma adequada integração. Mas “a partir dos anos 70, no entanto, a ocorrência de sérios conflitos de uso da água começou a suscitar discussões nos meios acadêmicos e técnico-profissional sobre como minimizar os problemas decorrentes”(TUCCI *et al.*, 2001), tendo a gestão da água tomado um novo rumo com a promulgação da constituição de 1988, que delegou competência à União

instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. A partir deste marco legal, tem ocorrido uma intensa reformulação das legislações estaduais e federal de recursos hídricos, tendo resultado na promulgação, em 1997, da lei federal (Lei 9433) e de diversas leis estaduais de águas.

A despeito da grande evolução experimentada no campo institucional e legal, o país não conta com fontes adequadas de financiamento para a gestão, conservação e recuperação ambiental e verifica-se ainda ineficiência da aplicação dos escassos recursos existentes. Os órgãos de gestão estaduais, por exemplo, encarregados do licenciamento e fiscalização das atividades poluidoras e impactantes do meio ambiente, encontram-se, em geral, operando de forma precária. A contaminação dos corpos hídricos interiores e costeiros por efluentes domésticos é generalizada em todo o país e absolutamente crítica nas áreas de maior concentração urbana, e não se conta ainda com um modelo sustentável de financiamento ao setor que consiga reverter este quadro. Enfim, ao mesmo tempo que o Brasil desempenha um papel relevante nos fóruns internacionais de discussão dos problemas ambientais globais derivados do desenvolvimento ainda não se conseguiu tratar adequadamente os resíduos que produzidos diariamente em nossas próprias casas.

O sistema nacional de recursos hídricos e os sistemas estaduais de gestão implantados ou em discussão são fortemente inspirados no modelo francês e se baseiam nas seguintes premissas:

- O gerenciamento dos recursos hídricos deve ser feito de forma integrada tendo como unidade de gestão a bacia hidrográfica e deve compreender também o solo e a cobertura vegetal;
- Reconhecimento da água como bem finito e vulnerável;
- A gestão deve considerar o valor econômico da água, aplicando-se o princípio do usuário-pagador e do poluidor-pagador, permitindo integrar os custos ambientais aos diversos usos da água;
- A gestão deve ser descentralizada, criando-se comitês de bacia que contemplem a participação dos usuários e da sociedade civil e dos governos municipais;
- As políticas de gestão devem focar a viabilidade financeira do gerenciamento integrado.

O objeto deste capítulo será a análise das principais características do sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro, suas potencialidades e deficiências, enfocando principalmente a

capacidade do instrumento da cobrança de induzir o uso racional dos recursos e conferir sustentabilidade econômico-financeira ao sistema.

6.2 Legislação

A legislação federal sobre recursos hídricos remonta à década de 30 quando entrou em vigor o Código de Águas (Decreto nº 24.643, de 1934). A questão dos recursos hídricos foi tratada novamente na lei de implantação da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6938, de 1981) e mais diretamente na Constituição Federal (1988) cujo artigo 21, inciso XIX, define como competência da União instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direito de seu uso, entre outras disposições.

A partir do início da década de 90 estabeleceu-se um longo debate em torno da lei das águas que foi finalmente promulgada em 1997: Lei 9433 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, dando grande ênfase à participação social na gestão e introduziu, mas não regulamentou, o instrumento da cobrança. Esta lei foi complementada pela Lei nº 9984, de 2000, que criou a Agência Nacional de Águas e regulamentou alguns outros aspectos da gestão relativos à outorga. Após a forte descentralização da gestão preconizada pela Lei 9433 através da criação dos comitês e agências de águas, a criação da ANA, uma agência de águas federal, foi entendida por alguns como um retrocesso deste processo (GOLDENSTEIN, 2000), mas pode ser entendida, não de maquinações políticas retrógradas, mas por uma constatação pragmática como tendo decorrido.... *essencialmente do reconhecimento da complexidade e das dificuldades inerentes à implantação do SINGRH.não se confirmaram as expectativas presentes.....de que os comitês, com o mero advento da Lei, surgissem ... bem como, os estados passassem a se estruturar. Assim foi maturada a percepção que o SINGRH precisava de uma entidade motora mais potentecapaz de por em marcha o Sistema Nacional* (LOBATO et al., 2002).

Além dos citados, existe um grande número de leis, decretos, resoluções, portarias e instruções que contemplam os recursos hídricos, encontradas nas legislações sobre: meio ambiente, saúde pública, e dos setores usuários (saneamento, energia, irrigação, transporte). Entre eles está a resolução CONAMA 20 que dispõe sobre o enquadramento dos corpos hídricos.

Ainda na linha de regulamentação da Lei 9.433, está o Projeto de Lei nº 1616 que dispõe sobre aspectos relativos à outorga de direito de uso, tais como: outorga preventiva, regime

de racionamento (este, entendido como integrante dos critérios para outorga), vazões de consumo e de diluição, cessão do direito de uso; dentre outros.

Pela sua interface com o setor de recursos hídricos, é importante também ressaltar a proposta de lei para o setor de saneamento, Projeto de Lei nº 4.147/01, que tem sofrido seguidos retardos em sua tramitação no Congresso em vista da polêmica suscitada principalmente no que tange à dominialidade e à concessão dos serviços.

Paralelamente, os estados vêm promulgando leis para gestão das águas sob domínio estadual, que seguem basicamente os mesmos princípios da lei federal. Até o presente, foram publicadas dezenove leis estaduais, relacionadas no quadro 6.1.

A disposição constitucional do Art.21, Inciso XIX, prevê que os Estados deverão se adaptar aos novos critérios que venham a ser estabelecidos a partir do Projeto de Lei nº1616, mesmo para a outorga de águas de seu domínio.

A avaliação, de certa forma generalizada, é que o país avançou muito no estabelecimento do arcabouço legal de embasamento à gestão, mas restando ainda uma série de aspectos a serem regulamentados, principalmente no que tange à integração com os estados nas bacias compartilhadas e à formatação de entidades de gestão entre elas as agências de bacia que permanecem indefinidas. Existe uma tendência a se escapar de uma excessiva regulamentação via leis e decretos e trabalhar mais com normas e diretrizes definidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Outra tendência, infelizmente às vezes pouco generalizada, é de aprender com a prática, ou seja, em lugar de fazer leis detalhadíssimas tentando prever todos os aspectos das questões, fixar apenas as diretrizes gerais e deixar que na implantação estas se auto-regulem. Duas experiências vividas recentemente nas negociações para implantação da outorga e cobrança na bacia do Paraíba exemplificam bem os dois lados:

- Considerado como condição prévia para a cobrança a existência de um Plano de Recursos Hídricos da bacia, os estudos desenvolvidos ao longo de mais de cinco anos no âmbito de dois programas do governo federal que resultaram num chamado “Plano de Investimentos para a Bacia do Paraíba do Sul”, não pode ser considerado como o Plano da Bacia por não atender totalmente à resolução do CNRH que determina o conteúdo mínimo para estes. Como resultado, a equipe que elaborou o “Plano de Investimentos” atualmente envolvida na elaboração do novo plano da bacia, deverá rever o documento anterior para colocá-lo no formato ditado pelo CNRH, providência esta que demandará mais seis meses de trabalho e o gasto de recursos que não resultarão na remoção de nenhuma grama da poluição dos rios da bacia;

- Para implantação da cobrança nesta mesma bacia, a ANA considerou que a Lei 9.433 era suficiente e encaminhou junto ao CEIVAP, o comitê da bacia, uma proposta de cobrança que, já aprovada por aquele Comitê em dezembro de 2001, deverá entrar em vigor ainda em 2002, para os usos da água de domínio da União. Enquanto isso, os três estados integrantes da bacia: São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, apesar de terem leis estaduais aprovadas que tratam da cobrança, tal qual a lei federal, por entenderem que esta necessita de lei complementar, não poderão implantá-la para os usos de água em seu domínio.

Quadro 6.1: Leis Estaduais de Recursos Hídricos

Unidade Federativa	Lei	Data	Unidade Federativa	Lei	Data
<i>São Paulo</i>	7.663	30/12/91	<i>Pernambuco</i>	11.426	17/1/97
<i>Ceará</i>	11.896	24/7/92	<i>Goiás</i>	13.123	16/7/97
<i>Distrito Federal</i>	512	28/7/93	<i>Mato Grosso</i>	6.945	5/11/97
<i>Minas Gerais</i>	11.504	20/6/94	<i>Alagoas</i>	5.965	10/11/97
<i>Santa Catarina</i>	9.748	30/11/94	<i>Maranhão</i>	7.052	22/12/97
<i>Rio Grande do Sul</i>	10.350	30/12/94	<i>Espirito Santo</i>	5.918	30/12/98
<i>Sergipe</i>	3.595	19/1/95	<i>Minas Gerais</i>	13.199*	29/1/99
<i>Bahia</i>	6.875	13/5/95	<i>Rio de Janeiro</i>	3.238	2/8/99
<i>Rio Grande do Norte</i>	6.908	1/7/96	<i>Paraná</i>	12.726	26/11/99
<i>Paraíba</i>	6.308	2/7/96	<i>Piauí</i>	5165	17/08/2000
* revogou a lei de 1994					

6.3 O Federalismo e a gestão de recursos hídricos no Brasil

Apesar da Lei de Águas ter determinado a gestão por bacias hidrográficas, anteriormente a ela, a Constituição brasileira definiu a dominialidade dos recursos hídricos não em função da bacia hidrográfica em que estão inseridos, mas sim por corpos d'água (rios, lagos, etc.). A Constituição determinou dois níveis de domínio:

- São bens da União: os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais (artigo 20, inciso III);

- São bens dos Estados: as águas superficiais e subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, nesse caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União (artigo 26, inciso I).

Este é um dos principais fatores que tornam extremamente complexa a montagem do sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro. O modelo de gestão dos recursos hídricos contemplado na Lei 9433 prevê a gestão por bacias hidrográficas e estas não se enquadram na divisão político-administrativa da federação, e envolvem muitas vezes rios de domínio estadual e de domínio federal.

Esta questão poderia ser resolvida de forma mais simples se ocorresse renúncia, por parte dos estados e da União, às incumbências relativas à gestão e sua transferência para os entes gestores definidos na Lei 9433: Comitês e Agências de bacia. Mas apesar desta transferência estar prevista no projeto de lei 1616, devendo ocorrer através de convênios de integração, podem ser apontados alguns entraves a uma transferência ampla:

- Alguns instrumentos de gestão tais como outorga de direito de uso e cobrança são de competência exclusiva do estado, não sendo possível de serem desempenhados pelas agências;
- A natureza da gestão de recursos hídricos, que envolve aspectos multidisciplinares tais como, políticas de uso do solo, planejamento urbano, política industrial, política agrícola, etc., com problemas de escala local ou regional, dificulta uma atuação mais efetiva de um ente não estatal como uma agência de bacia, na gestão de toda a área geográfica abrangida pela bacia hidrográfica;
- A coexistência do sistema de gestão de recursos hídricos com os sistemas de gestão ambiental estaduais e federal responsáveis pelo licenciamento e fiscalização de todas as atividades que interferem com o meio ambiente e, conseqüentemente, com o meio hídrico, sistemas estes fortemente embasados em mecanismos de comando e controle.

Um dos principais desafios a ser enfrentado na implantação do sistema de gestão de recursos hídricos do país é dar operacionalidade aos instrumentos de gestão, principalmente à outorga e à cobrança pelo uso da água, dois instrumentos previstos para atuar de forma conjunta, e que deverão ser operados pelo poder público estadual e federal de acordo com a dominialidade do corpo hídrico. A criação de agências de bacia com os poderes os mais abrangentes possíveis, e a manutenção sob a tutela do estado apenas de atividades realmente indispensáveis, poderá reduzir fortemente os custos administrativos e transacionais do sistema de gestão, conferindo maior efetividade e eficiência ao instrumento da cobrança.

Outro objetivo a perseguir deverá ser o de conferir homogeneidade aos sistemas nacional e estaduais de gestão de forma a simplificar a gestão em bacias que envolvam simultaneamente rios federais e estaduais.

6.4 Entidades de gestão

As entidades que exercem papel formal na gestão dos recursos hídricos, tanto no nível federal, como no nível estadual e das bacias, estão organizadas dentro do chamado “Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGRH”. O SINGRH foi instituído pela Constituição Federal de 1988 (artigo 21 inciso XIX), tendo sido regulamentado pela Lei 9.433/97, e modificado pela Lei 9.984/00, artigo 30.

As entidades que compõem o SINGRH são as seguintes²⁰:

- **Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH:** Órgão deliberativo e normativo máximo do SINGRH integrado por representantes do poder executivo federal (MMA, Secretaria da Presidência da República), dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, dos Usuários e das organizações civis de recursos hídricos, e tem por secretaria executiva a Secretaria de Recursos Hídricos do MMA, entre suas funções está a aprovação da criação de comitês de bacias que envolvam rios de domínio federal, do plano nacional de recursos hídricos e de valores de cobrança pelo uso da água;
- **Agência Nacional de Águas – ANA:** Autarquia federal sob regime especial com autonomia administrativa e financeira, criada pela lei 9.984, de 17 de julho de 2000, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, funciona como agência reguladora da utilização dos rios de domínio da União, e como agência executiva encarregada da implementação do Sistema Nacional de Recursos Hídricos, a ANA está encarregada ainda do recolhimento dos recursos da cobrança pelo uso da água em rios de domínio da União e da aplicação destes e de outros recursos destinados ao gerenciamento dos recursos hídricos e da aplicação de alguns instrumentos de gestão, tais como, outorga e fiscalização, que são de competência da União;
- **Os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal:** constituem-se em fóruns de discussão e deliberação para os assuntos que envolvem bacias sob seu domínio, são responsáveis pela aprovação dos planos estaduais e distritais de Recursos Hídricos, e representam a instância estadual no Conselho Nacional de Recursos Hídricos, ainda se encontram em fase incipiente de implantação e atuação;

²⁰ Informações do site do MMA (www.mma.gov.br).

- **Os Comitês de bacias hidrográficas:** são previstos para atuar como "parlamento das águas da bacia", contando com a participação dos usuários públicos e privados, do poder municipal, da sociedade civil organizada e dos demais níveis de governo (estaduais e federal), entre suas atribuições está a aprovação do Plano da Bacia e do valor da cobrança pelo uso da água, além de se constituir no fórum de discussão e decisão no âmbito de cada bacia hidrográfica;
- **As Agências de Água:** devem atuar como “braço executivo” do(s) seu(s) correspondente(s) comitês, estão encarregadas da elaboração e implementação do Plano de Recursos Hídricos da Bacia, gerir os recursos oriundos da cobrança pelo uso da água e os demais recursos destinados à gestão, entre outras atribuições.

Diferentemente do modelo onde se inspirou, o modelo Francês, a legislação federal não definiu a priori o número de comitês e agências, indica antes que os primeiros devem se formar nas bacias onde a ocorrência de conflitos os justifiquem e que as agências devem apresentar viabilidade econômico-financeira para serem criadas. A criação de comitês e agências em bacias de rios federais deve ser aprovada pelo CNRH. Podem ser organizados comitês em bacias ou sub-bacias, só sendo permitida a criação de comitês em bacias de rios de até terceira ordem, o que corresponde ao tributário do tributário do rio principal. A relação entre comitês de bacia e de sub-bacias contidas na primeira deve obedecer o princípio da subsidiariedade.

Tendo em vista os fatores complicadores derivados da estrutura federalista discutidos anteriormente, o SINGRH prevê que todos estes órgãos devem atuar de forma articulada de forma a respeitar o princípio da subsidiariedade e ultrapassar os entraves legais a uma efetiva gestão por bacia hidrográfica. O organograma apresentado a seguir contempla os diferentes níveis de articulação entre as entidades integrantes do sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos.

Além destes órgãos pertencentes à estrutura formal do SINGRH, os órgãos federais e estaduais integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA – têm ingerência na gestão de recursos hídricos derivada de sua atuação na regulamentação, licenciamento e fiscalização de atividades impactantes, dentre outras competências. Uma delimitação mais clara da competência dos órgãos de meio ambiente e de gestão de recursos hídricos deverá ocorrer à medida que estes últimos forem se implantando e estruturando. Até lá o que ocorre muitas vezes é o usuário perdido num cipoal de leis e entidades, sem saber exatamente a quem se dirigir, órgãos com duplicação de funções e com dificuldades na execução de suas tarefas.

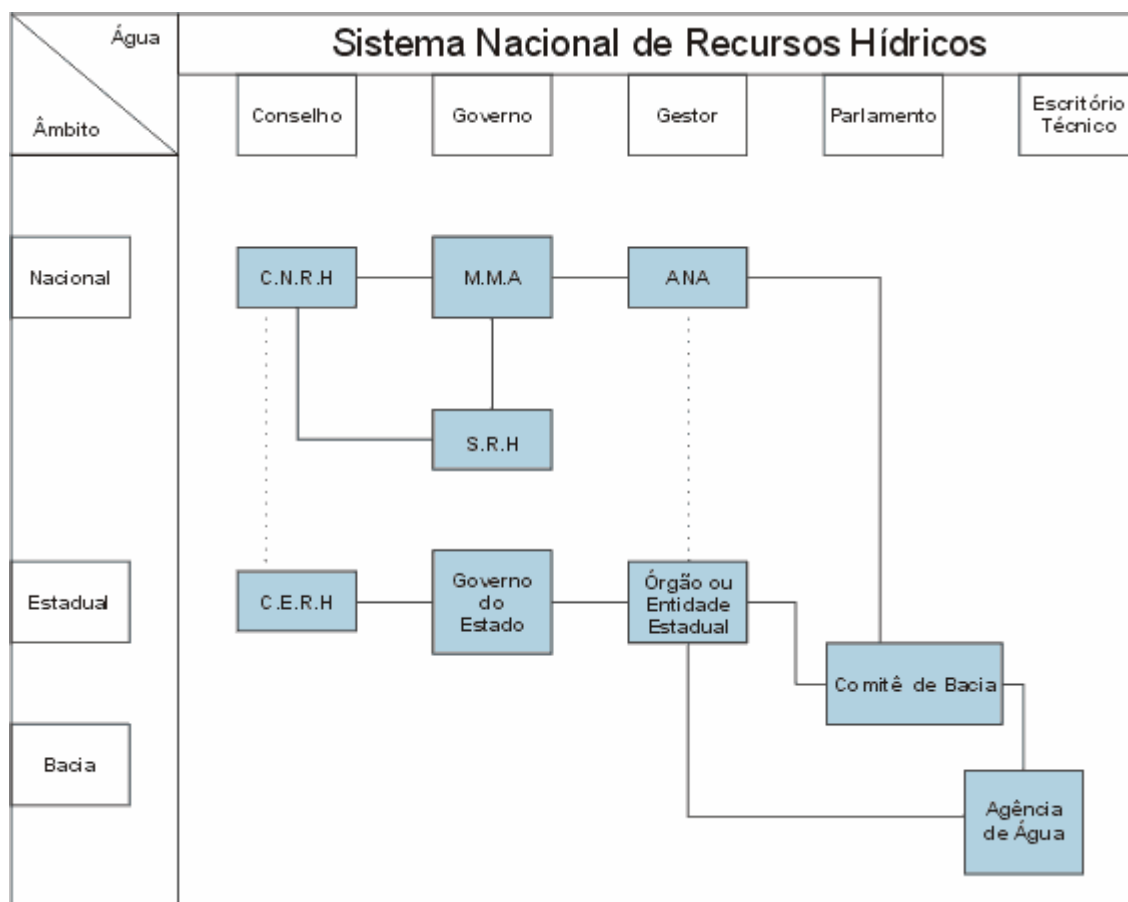


Figura 6.1: SISTEMA NACIONAL DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Organograma Esquemático

Fonte: Ministério do Meio Ambiente, www.mma.gov.br

6.5 Disponibilidade e demanda dos recursos hídricos no Brasil

A tabela 6.1 apresenta um resumo da demanda pelo uso quantitativo de recursos hídricos no Brasil por grandes bacias. Verifica-se que o comprometimento dos recursos para usos quantitativos varia de 0,16% na Bacia do Amazonas, atingindo-se níveis entre 7 e 8% nas bacias das vertentes norte e leste do Nordeste, no São Francisco e nas bacias da vertente leste das regiões Sul e Sudeste. O comprometimento médio dos recursos hídricos do país é de 1,23% (FGV, 1998). Critérios da OCDE indicam que o “stress” hídrico pode ser considerado baixo para nível de comprometimento dos recursos abaixo de 10% (OCDE, 1998). Mas apesar desta relativa abundância em termos médios, em algumas bacias a situação é bastante crítica devido a dois fatores:

- i) Má distribuição dos recursos nacionalmente: em estados como Paraíba e Pernambuco a disponibilidade hídrica per capita está abaixo do limite de 1.500 m³/ano considerado crítico, em outros está abaixo do limite de 2.500 m³/hab.ano que é considerado como limite mínimo adequado para o desenvolvimento normal das atividades humanas (THAME, 2000);
- ii) Comprometimento dos recursos pela poluição hídrica oriunda dos efluentes domésticos, industriais e de origem difusa/agrícola, tornando os recursos impróprios para alguns usos mais nobres, entre eles o consumo humano e representando risco sanitário.



FIGURA 6.2: GRANDES BACIAS BRASILEIRAS

Tabela 6.1: Disponibilidade hídrica nas grandes bacias brasileiras

BACIA	Área		População		Disponibilidade Hídrica Média				Demandas Hídricas Totais (hm ³ /ano)						Índices Per Capita (m ³ /hab/ano)			Comprom. Dispon. Méd. (%)
	km ²	(%)	10 ³ hab.	(%)	m ³ /s	l/s/km ²	hm ³ /ano	Part. (%)	Humano	Animal	Irrigação	Indústria	Total	Part. (%)	Dispon. ib.	Deman. da	Disp. não Comprom.	
Amazonas	4,002,976	46.8	6,700	4.3	129,000	32.2	4,068,144	75.0	279.0	225.8	6,002.4	52.3	6,559.5	9.8	607,186	979	606,207	0.16
Tocantins	813,674	9.5	3,605	2.3	11,000	13.5	346,896	6.4	180.3	211.3	1,602.6	78.0	2,072.2	3.1	96,226	575	95,652	0.60
Vertente N/NE	891,646	10.5	31,008	19.7	3,885	4.4	122,517	2.3	2,105.8	277.2	4,206.3	1,617.8	8,207.1	12.3	3,951	265	3,686	6.70
São Francisco	645,067	7.5	13,141	8.4	3,000	4.7	94,608	1.7	876.5	220.5	5,086.6	926.5	7,110.1	10.6	7,199	541	6,658	7.52
Vertente Leste	572,296	6.7	35,496	22.6	4,380	7.7	138,128	2.5	3,989.4	439.1	1,520.9	2,420.3	8,369.7	12.5	3,891	236	3,656	6.06
Paraná	856,820	10.0	49,786	31.7	11,000	12.8	346,896	6.4	3,251.8	1,379.2	7,858.6	3,518.6	16,008.2	23.9	6,968	322	6,646	4.61
Paraguai	363,592	4.3	1,839	1.2	1,340	3.7	42,258	0.8	127.2	325.2	1,287.0	35.0	1,774.4	2.7	22,979	965	22,014	4.20
Uruguai	177,494	2.1	3,351	2.1	4,040	22.8	127,405	2.3	249.5	269.2	4,942.4	147.6	5,608.7	8.4	38,020	1,674	36,346	4.40
Vertente S/SE	223,810	2.6	12,154	7.7	4,300	19.2	135,605	2.5	664.8	204.9	9,796.3	535.5	11,201.5	16.7	11,157	922	10,236	8.26
Brasil	8,547,375	100	157,080	100	171,945	20.1	5,422,458	100	11,724.3	3,552.4	42,303.1	9,331.6	66,911.4	100	34,520	6,477	28,043	1.23
RECURSOS HÍDRICOS NAS GRANDES BACIAS BRASILEIRAS								%	17.5%	5.3%	63.3%	13.9%	100.0%	Fonte: Fundação Getúlio Vargas (1998)				
								m ³ /s	371.5	112.6	1,340.5	295.7	2,120.3					

6.6 Cobrança pelo uso da água no Brasil

A lei 9433 introduziu a cobrança pelo uso da água como um instrumento de gestão e como um instrumento econômico.

Como instrumento de gestão, a cobrança deve alavancar recursos para financiamento da implantação do sistema de gestão de recursos hídricos e das ações definidas pelos planos de bacia hidrográfica, ou seja, deve ser um instrumento arrecadador.

Como instrumento econômico, a cobrança deve sinalizar corretamente para a sociedade o uso dos recursos hídricos de forma racional atendendo aos princípios do desenvolvimento sustentável.

Na diversidade dos recursos hídricos nacionais pode-se identificar algumas sinalizações básicas a serem dadas pela cobrança com o objetivo de induzir ao uso racional dos recursos hídricos:

- A alocação racional de recursos hídricos escassos em zonas de secas frequentes como a região semi-árida ou em áreas super povoadas como a região metropolitana de São Paulo;
- A redução da emissão de poluentes em zonas metropolitanas e industrializadas de toda a região sudeste e sul e áreas metropolitanas e costeiras do resto do país, onde os recursos são em geral suficientes para atender aos usos quantitativos mas a diluição de efluentes está levando à degradação dos recursos;
- A preservação de ecossistemas em zonas com grande abundância hídrica como o Pantanal e a bacia Amazônica.

Tal como as situações elencadas acima ocorrem no país uma diversidade de problemas e conflitos quanto ao uso dos recursos hídricos que poderiam ser rapidamente caracterizados. Mas, por estes exemplos, já se denotam as brutais diferenças entre os problemas a serem enfrentados nacionalmente. Isto obriga a que a aplicação da cobrança seja feita de forma bastante flexível de modo a poder sinalizar corretamente o uso racional e sustentável destes recursos nos diferentes cenários.

Por outro lado, a cobrança pelo uso da água introduz um custo que se reflete em toda a cadeia produtiva. Mesmo que estes custos sejam inicialmente baixos, a inserção da economia brasileira num mercado global recomenda que estes novos custos sejam facilmente comparáveis nacional e internacionalmente. Este princípio poderá aumentar a

aceitabilidade da cobrança pelos setores usuários, entre eles indústrias e outras atividades econômicas que atuam em escala nacional ou até mesmo internacional.

No âmbito nacional, apesar das diferenças regionais anteriormente apontadas, seria recomendável que o sistema de cobrança, como integrante da política nacional de recursos hídricos, fosse o mais homogêneo possível na sua formulação, mas permitindo que os valores cobrados sejam definidos por bacia ou sub-bacia de forma a refletir a disponibilidade relativa dos recursos. Desta forma, eventuais interessados no uso dos recursos poderão facilmente comparar o custo da água em cada área. Este é um princípio que visa à simplicidade e transparência do sistema.

No âmbito internacional, é recomendável que o sistema de cobrança siga a mesma linha do que vem sendo praticado em países com experiências bem sucedidas, e que possibilite estabelecer comparações, onde os preços praticados internacionalmente sirvam de referência para o Brasil, evitando que conjunturas politico-econômicas momentâneas produzam distorções que inviabilizem ou desacreditem o sistema.

Por outro lado, sendo a cobrança um instrumento econômico, é desejável que esta atenda aos critérios básicos indicados pela OCDE, relacionados no capítulo 2: efetividade e eficiência financeira, eficiência econômica, impacto ambiental, praticabilidade e aceitabilidade.

Dentro destas diretrizes gerais serão analisados aqui os principais aspectos e recomendações para a cobrança dentro do Sistema Nacional de Recursos Hídricos e a adequação de duas propostas de cobrança existentes no país: Bacia do Paraíba do Sul e Estado de São Paulo e de uma experiência de cobrança que vem sendo aplicada no Estado do Ceará.

Da mesma forma que no capítulo 5, serão analisadas tanto a cobrança pelo uso da água bruta (captação, consumo e diluição), como também a cobrança pelos serviços de abastecimento público e esgotamento sanitário, em vista do impacto deste último tipo de cobrança no comportamento do usuário doméstico e dos graves problemas ambientais gerados pela falta de investimentos em tratamento de efluentes domésticos no país.

6.6.1 A proposta de cobrança para São Paulo²¹

O sistema de cobrança proposto para o Estado de São Paulo (PL-20) é baseado na experiência francesa, e considera os seguintes fatores de cobrança:

- Cobrança por captação;
- Cobrança por consumo;
- Cobrança por Carga poluente remanescente de:
 - *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)*
 - *Demanda Química de Oxigênio (DQO)*
 - *Resíduo Sedimentável (RS)*
 - *Carga Inorgânica (CI) - Correspondente a metais, cianetos e fluoretos.*

A metodologia proposta prevê a definição dos preços unitários básicos (PUB) para cada fator de cobrança de forma uniforme para todas as bacias hidrográficas do estado de São Paulo. Os valores propostos estão apresentados na tabela 6.2. Os preços unitários básicos serão afetados por coeficientes multiplicadores $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$; $y_1, y_2, y_3, \dots, y_n$, etc., fixados por cada comitê em função do tipo de uso, classe do corpo hídrico, sazonalidade, etc. Estes coeficientes, a serem implantados de forma gradativa, conferem eficiência econômica ao instrumento de cobrança, já que os preços passariam a refletir a escassez ou criticidade do recurso. Alguns valores propostos para estes coeficientes são apresentados nas tabelas 6.3 a 6.5.

Ítem	unidade	Símbolos dos Preços Unitários Básicos	PUB (Preço Unitário Básico) (R\$)	Preço Unitário Máximo (R\$)
Captação	m ³	PUB _{Cap}	0,01	0,05
Consumo	m ³	PUB _{Cons}	0,02	0,10
Lançamentos				
- de DBO	kg DBO	PUB _{DBO}	0,10	1,00
- de DQO	kg DQO	PUB _{DQO}	0,05	0,50
- de RS	litro	PUB _{RS}	0,01	0,10
- de CI	kg	PUB _{CI}	1,00	10,00

²¹ baseado em Barth, 2000

Tabela 6.3: Coeficientes multiplicadores para captação e consumo de manancial superficial

UGRHI	Finalidade(x_1)			Classe do rio (x_2)				Sazonalidade (x_3)	(x_n)
	Urban.	Industr.	Irrig.	1	2	3	4	Abr/Out	Nov/MarOutros
Alto Tietê	0,9	1,2	0,5	1,1	1,0	1,0	0,8	1,2	0,8	
Piracicaba	1,0	1,1	0,5	1,2	1,0	0,9	0,8	1,1	1,0	
B.Santista	1,0	1,2	1,0	1,1	1,0	1,0	0,8	1,0	0,9	
etc.....										

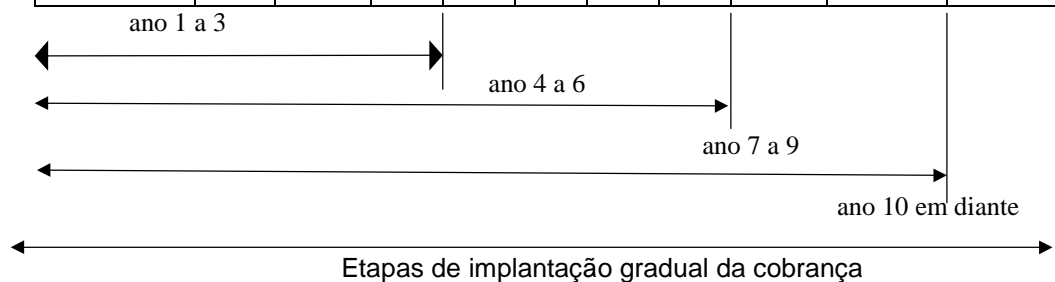


Tabela 6.4: Coeficientes multiplicadores para captação e consumo de manancial subterrâneo

UGRHI	Finalidade(x_1)			Zona de recarga do aquífero(x_2)		Zona de Superexploração (x_3)	(x_n) Outros
	Urban.	Industr.	Irrig.	A	B	C	D		
Alto Tietê	0,8	1,2	1,0	1,5	1,0				
Piracicaba	0,8	1,1	1,0	1,5	1,0				
B.Santista	1,0	1,2	1,0	1,2	1,0				
etc.....									

Tabela 6.4: Coeficientes multiplicadores para lançamentos, diluição, transporte e assimilação de efluentes

UGRHI	Origem(y_1)			Classe do Corpo Receptor (y_2)				Sazonalidade (y_3).....etc.		..(y_n)
	Urban.	Industr.	Irrig.	1	2	3	4	Abr/Out	Nov/Mar	Outros
Alto Tietê	0,8	1,3	1,0	--	1,5	1,0	0,9			
Piracicaba	0,8	1,3	1,0	--	1,2	1,0	0,9			
B.Santista	0,8	1,3	1,0	--	1,5	1,0	0,9			
etc.....				--						

6.6.1.1 COBRANÇA POR CAPTAÇÃO

Tendo em vista alguns valores preliminares sugeridos para os coeficientes multiplicadores, o valor unitário da cobrança por captação poderá ser até cerca de 50% maior que o PUB_{Cap} proposto para o setor industrial. Para o setor doméstico a variação será menor e o setor agrícola deverá ser desonerado. Isto representará uma cobrança por captação variando entre $R\$0,01/m^3$ ($US\$0,004/m^3$) e $R\$0,015/m^3$ ($US\$0,006/m^3$) para o setor industrial e doméstico. Em termos absolutos, este valor é baixo comparativamente aos praticados pelos países europeus analisados, representa cerca de 10 a 30 % dos valores cobrados por água superficial na Alemanha, por exemplo.

6.6.1.2 COBRANÇA POR CONSUMO

A cobrança por consumo proposta deverá variar entre $R\$0,02/m^3$ ($US\$0,009/m^3$) a $R\$0,03/m^3$ ($US\$0,015/m^3$), em função dos coeficientes multiplicadores.

Entre os países analisados neste estudo, o único que cobra explicitamente por consumo é a França, onde, a agência do Rhin-Meuse fixou o valor unitário básico em $0,1 \text{ FF}/m^3$ ($US\$0,016/m^3$), no período de 1997 a 2001. Considerando que este valor unitário é afetado por diversos coeficientes, entre eles o de uso, que em 2001 era igual a 5 para o setor doméstico e industrial, a cobrança equivalente por consumo praticada é da ordem de $0,5 \text{ FF}/m^3$ ($US\$0,07/m^3$).

Nos demais países a cobrança por captação muitas vezes embute a cobrança por consumo ao diferenciar a cobrança por tipo de usuário, onde os que apresentam maior fator de consumo pagam mais.

Os valores propostos para a cobrança por consumo para o estado de São Paulo são baixos em relação aos cobrados pela agência Rhin-Meuse, mas já se trata de um valor significativo tendo em vista se tratar de um valor inicial em um país com renda per capita quase 10 vezes inferior.

6.6.1.3 COBRANÇA POR POLUIÇÃO

Pela metodologia proposta para São Paulo, a cobrança por poluição é cumulativa e incide sobre diversos fatores de carga poluente.

A cobrança por carga orgânica é, de uma certa forma, cobrada duplamente por incidir sobre o parâmetro DBO e DQO. Considerando-se as correlações entre DBO e DQO

apresentadas no Anexo 1 – Memória de Cálculo²², e os coeficientes multiplicadores propostos, deduz-se que o preço unitário por carga orgânica expresso em termos de DQO será da ordem de R\$0,07 a R\$0,25/kg (US\$0,03 a US\$0,1/kg). Estes valores estão bem abaixo dos valores cobrados pelos países europeus.

A cobrança por carga inorgânica, CI, engloba a cobrança por metais. Aplicando-se sobre o PUB previsto para CI os coeficientes multiplicadores para diluição de efluentes apresentados em BARTH (2000), pode-se estimar valores unitários entre R\$1,00 a R\$2,00/kg de metal (US\$0,4 a 0,8/kg). Aqui a cobrança não varia em função da toxicidade do poluente e os valores cobrados são irrisórios quando comparados aos valores cobrados nos países analisados anteriormente.

Comparando-se com os valores propostos com os custos de remoção de poluentes apresentados por Jantzen, verifica-se que, tanto a cobrança por carga orgânica, como a cobrança por metais, tenderá a ter uma influência relativamente baixa sobre o comportamento do poluidor.

6.6.1.4 EFETIVIDADE E EFICIÊNCIA FINANCEIRA DA COBRANÇA

A arrecadação total estimada para a cobrança no estado de São Paulo, segundo atualizações feitas para o Plano Estadual de Recursos Hídricos 2000 – 2003 (BARTH, 2000), é de cerca de R\$594,2 milhões/ano. O detalhamento destas receitas, por fonte e por tipo de uso, é apresentado na tabela 6.3.

Esta expectativa de receita dificilmente será atingida. Isto principalmente porque cerca de 29% deveria vir do setor agrícola, que tende a ser isento ou pagar valores muito reduzidos, diante do forte lobby do setor contra a aprovação da cobrança na Assembléia Legislativa. Outro fator é que o Art. 15 do PL-20 prevê uma bonificação nos valores cobrados às indústrias que reduzirem os efluentes lançados, através de melhorias no processo produtivo ou investimento no tratamento da água residual, o que deve atenuar o impacto da cobrança sobre este setor. Outros fatores apontados para o alcance desta receita são: dificuldade de iniciar a cobrança por todos os parâmetros de poluição previstos, discrepâncias com a cobrança em águas de domínio da União, entre outros (PROAGUA, 2000).

²² Segundo Eckenfelder, 2000, os efluentes industriais apresentam concentração de DBO variando entre 20 a 80% da DQO. Para os efluentes domésticos esta relação é de cerca de 60% (Kiely, 1996).

Desconsiderando-se a cobrança do setor agrícola, a receita potencial poderá alcançar cerca de R\$420 milhões. Tomando-se a população do estado de 33 milhões de habitantes, tem-se uma arrecadação unitária de cerca de R\$13/habitante.ano (US\$5/habitante.ano). Considerando-se os custos dos sistemas de gestão europeus, a receita gerada deverá permitir não só a viabilização do sistema de gestão (agência, monitoramento e fiscalização), mas deverá permitir também o suporte de parte dos investimentos previstos nos planos de bacia.

SETOR	Usos / carga previstos			Receita total (R\$ x 10 ⁶)			
	Captação (m ³ /s)	DBO _{rem} T/dia	CI T/ano	Por setor usuário		Por parâmetro de cobrança	
						Captação	Lançamento
Abastecimento público	127,4	1.290,6		327,4	55%	277,1 47%	317,1 53%
Indústria	93,9	394,2	1.517,7	95,5	16%		
Irrigação	180,9			171,3	29%		
Total previsto	594,2						
Fonte: BARTH (2000)							

6.6.1.5 AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE COBRANÇA PROPOSTO PARA SÃO PAULO

As principais vantagens do sistema proposto para o Estado de São Paulo são:

- É bastante simples, claro e educativo para o público em geral, o que confere praticabilidade e aceitabilidade política ao instrumento;
- Separa cobrança por poluição da cobrança por captação e por consumo, o que dá flexibilidade e melhora a aceitabilidade política da cobrança, já que, a exemplo do que acontece nos países europeus, a cobrança por quantidade tende a ser baixa e a cobrança por poluição tende a ser mais onerosa;
- A fórmula de cálculo proposta prevê a introdução progressiva de novos coeficientes multiplicadores do PUB baseados na disponibilidade hídrica da bacia, no tipo de manancial, na finalidade do uso, na sazonalidade e na localização dos pontos de

captação/lançamento em relação à zona de recarga dos aquíferos, dentre outros parâmetros, o que torna a cobrança um instrumento com eficiência econômica e com impacto ambiental.

Uma crítica que se pode fazer ao sistema seria sobre a forma prevista de cobrança por carga inorgânica que sendo aplicado sobre a carga total remanescente de metais, cianetos, cloretos, etc., sem levar em conta as diferentes toxicidades destes poluentes. Numa fase inicial, visando à simplicidade e operacionalidade do sistema, a cobrança feita desta forma é a mais adequada, mas deve-se prever a atribuição futura de diferentes pesos aos diferentes poluentes que compõem este fator de cobrança.

Outra crítica feita por alguns analistas à metodologia paulista diz respeito ao fato da cobrança por poluição ser feita por massa de poluente e não pela vazão de diluição requerida, apesar de, como mostrado anteriormente, esta ser a prática internacional. Pelo que preconiza a Lei 9.433 e para levar em conta objetivos de qualidade ambiental fixados para o corpo hídrico, a cobrança por poluição deveria incidir sobre a vazão de diluição requerida e não sobre a massa de poluente emitida. A vazão de diluição é definida como: massa poluente dividida pela concentração desejável para o corpo hídrico.

Mas os dois procedimentos podem ter o mesmo resultado ambiental, se na cobrança por massa poluente, o preço unitário for definido em função dos custos relativos ao nível de abatimento desejável para cada poluente. O nível de abatimento desejável é definido como aquele que permitirá que o corpo hídrico apresente em cada bacia ou sub-bacia a concentração correspondente aos objetivos de qualidade ambiental fixados. A eficiência econômica da cobrança por poluição em termos de carga é a mesma que a da cobrança por vazão de diluição requerida. Sendo que o primeiro fator, massa poluente presente no efluente, é um número concreto, que pode ser medido e entendido pelo público em geral. Já o segundo, vazão de diluição requerida, é uma abstração teórica melhor entendida pelos técnicos da área.

A cobrança por carga orgânica incidindo sobre dois parâmetros, DBO e DQO, também prejudica a transparência e o entendimento lógico do sistema. O usuário tende a fazer uma associação direta entre cobrança e custos de remoção, como a mesma tecnologia abate tanto DBO quanto DQO, o que nem sempre ocorre com outros parâmetros de poluição, seria recomendável que a cobrança incidisse sobre apenas um dos fatores.

6.6.2 A cobrança pelo uso da água no Ceará

O instrumento da cobrança pelo uso da água é aplicado no Ceará sob forma e objetivos bem diversos daqueles comumente aplicados nos países europeus e no sistema paulista. Trata-se de cobrança por captação e adução de água bruta num estado semi-árido com graves problemas de escassez. No Ceará a gestão de recursos hídricos se reveste de crucial importância porque... *“o regime hidrológico dos rios intermitentes é bastante crítico, pois depende de um regime pluviométrico irregular, tanto em nível mensal quanto anual, da natureza geológica das rochas, na maioria, cristalinas, e de um clima megatérmico de alto poder evaporante..... Assim, a operação dos grandes reservatórios da região semi-árida Nordeste deve ser extremamente cuidadosa, pois pelas suas características de acumulação apresentam uma extrema memória da operação passada; isto é, as vazões liberadas num determinado período impactam na capacidade de liberação de vazões futuras por um longo tempo (normalmente 2 a 5 anos).. ”*(MENESCAL et al., 2002).

Da forma como está estabelecida, o objetivo inicial da cobrança é prover recursos para a gestão e para a operação e manutenção do conjunto de estruturas hidráulicas que garantem a disponibilidade hídrica no estado. Os custos de gestão envolvem:

- Custeio de pessoal da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, uma empresa estatal criada para este fim, que conta atualmente com cerca de 300 funcionários, incluindo pessoal terceirizado;
- Ampliação, operação e manutenção do sistema de monitoramento que consta basicamente de 6 estações telemétricas, réguas linimétricas instaladas em 116 açudes e do monitoramento da qualidade da água dos reservatórios;
- Sistema de macromedição dos usuários principais.

Os custos de operação e manutenção incluem o custeio de pessoal operacional, custos de energia e manutenção do sistema de canais, adutoras, estações elevatórias, barragens, além de outras pequenas estruturas.

Os custos totais mensais da COGERH são de cerca de R\$800 mil/mês e são integralmente cobertos por recursos da cobrança. Novos investimentos e a recuperação ou substituição de estruturas e equipamentos já no fim da vida útil têm que ser, forçosamente, feitos com recursos de outras fontes, já que não são gerados excedentes para investimentos (MENESCAL, 2002, comunicação pessoal).

A cobrança, estabelecida sob forma de tarifas a serem arrecadadas pela COGERH, pelo Decreto estadual nº 24.264, de 12 de novembro de 1996, complementado pela Deliberação

nº 3/97 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CONERH - incide sobre o volume de água bruta “livre ou aduzida por canais” captado/fornecido ao usuário. As tarifas, diferenciadas por setor usuário e por sistema de adução, e os respectivos critérios de fixação são apresentados na tabela 6.4. Os valores estabelecidos buscam também promover a recuperação de custos de operação e manutenção relativos a reservação e adução, ao deixar a fixação dos preços para a água aduzida por canais ou adutoras a critério da Secretaria de Recursos Hídricos.

Setor usuário	Critério de fixação de preços	Valor cobrado (R\$/m³)
Industrial	Equivalente a 50% da tarifa de água tratada da CAGECE ²³ para indústrias com consumo superior a 70m ³ /mês	0,67
Abastecimento público em geral	Equivalente a 1/60 da tarifa da indústria	0,0121 ²⁴
Irrigação, piscicultura e aquicultura	Estabelecida pelo Comitê, ou, na inexistência deste, pela COGERH após discussão com os usuários No mínimo 1/600 da tarifa para uso industrial	0,0011 (valor mínimo)
Usuários de sistema de água bruta pressurizada ou conduzida por canais, exceto uso industrial	Tarifa fixada para cada sistema por portaria da SRH ²⁵	0,028 ²⁶ 0,020 ²⁷ 0,30 ²⁸
Outros usos	Equivalente a 1/60 da tarifa da indústria	0,0112

Baseado em MACEDO (2000) e informações do site www.cogerh.com.br

Os valores cobrados pela água no Ceará, que equivalem a uma cobrança por captação e por consumo, são bastante altos quando comparados aos propostos para São Paulo, por exemplo, devido principalmente às características específicas da disponibilidade hídrica no estado e da natureza diversa da cobrança.

Apesar disso, a aceitação da cobrança pelo setor industrial é muito boa. Mesmo sendo aparentemente alta, ela representa apenas 50% do que era cobrado pela CAGECE antes da criação da COGERH. Além disso, o setor industrial tem consciência de que a confiabilidade do abastecimento de água pode ser muito comprometida num cenário definido por

²³ Companhia Estadual de Água e Esgoto

²⁴ Sistemas públicos do interior do estado, valor informado pela COGERH

²⁵ Secretária de Recursos Hídricos

²⁶ Abastecimento público da Região Metropolitana de Fortaleza, água aduzida pelo Canal do Trabalhador e outros mananciais da região metropolitana

²⁷ Irrigação com água aduzida pelo Canal do Trabalhador

²⁸ Adutora de Quixadá

KELMAN (2000) como “lei da selva”: tem água quem pega primeiro, o que ocorre quando não há uma gestão adequada num ambiente de recursos escassos.

A cobrança do setor de abastecimento público também não apresenta maiores problemas de aceitação porque incide, em sua maior parte, sobre a CAGECE, uma companhia estadual que está obrigada a repassar os recursos definidos em lei/portarias para a COGERH.

O setor mais resistente à cobrança é o setor de irrigação, que por sua baixa capacidade de pagamento e também por uma quase tradição cultural de um setor que se habituou a “ter” ou a “não ter” água por uma “benesse”, no primeiro caso, ou por “descaso e incompetência”, no segundo caso, atribuídas sempre aos governantes e a São Pedro, não necessariamente nesta ordem. Fazê-los entender e colaborar com o esforço de gestão tem sido uma tarefa árdua para a equipe da COGERH (MENESCAL, 2002, comunicação pessoal). Apesar de definida em lei para todo o estado, atualmente, a cobrança atinge principalmente os irrigantes do Vale do Acaraú (R\$0,004/m³), do Vale do Jaguaribe e demais usuários do Canal do Trabalhador (R\$0,01/m³).

A arrecadação das tarifas de água bruta alcançou cerca de R\$7,8 milhões em 2000, com uma previsão de R\$9,5 milhões para 2001 (PROAGUA, 2001), o que representa uma arrecadação de cerca de R\$1,4/habitante.ano, num estado cuja renda per capita alcançava, em 1.999, R\$2.631. Este valor representa cerca de 10% da expectativa de receita da cobrança no estado de São Paulo, um estado com renda per capita quase cinco vezes superior, e onde a cobrança por poluição, inexistente no Ceará, faz duplicar a expectativa de receita.

Este nível de cobrança é ainda baixo para atender a todas as finalidades para o qual foi criada. Estes recursos vêm sendo totalmente investidos na gestão, monitoramento e operação e manutenção da infra-estrutura hídrica do estado. Esta também é uma característica particular do sistema de gestão estadual, onde a “agência de águas” é também responsável pela manutenção de uma extensa rede de canais e açudes.

Um estudo da COGERH intitulado “Modelo de custos para o sistema integrado de abastecimento de água bruta da região metropolitana de Fortaleza”, publicado em 2001, mostrou que as tarifas de água bruta de abastecimento público e de irrigação são insuficientes para cobrir os custos de operação e manutenção dos sistemas. As tarifas pagas pelo setor industrial, por outro lado, não só remuneram os custos de operação e manutenção, como também os custos de capital. Um resumo dos principais resultados é apresentado na tabela 6.5.

Tabela 6.5: Custos e cobrança pelo uso da água na região metropolitana de Fortaleza					
SETOR	Demanda Média Mensal 10 ³ m ³ /mês	Tarifa Atual R\$/m ³	Custos de Exploração ²⁹ R\$/m ³	Custos de Capital ³⁰ R\$/m ³	
				Custo Unitário Total ³¹	Tarifa Necessária C/ Investimento Remunerável ³²
Saneamento	15.102	0,028	0,0501	0,18390	0,14280
Industrial	457	0,670	0,1690	0,50578	0,48959
Irrigação - Canal do Trabalhador	185	0,020	0,0259	0,10855	0,09437
Irrigação - Acarape do Meio	0,014	0,004	0,0138	0,02850	0,02248

Fonte: COGERH (2001)

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE GESTÃO DO CEARÁ

O sistema de gestão de recursos hídricos do Ceará, que nasceu fortemente inspirado no sistema paulista/francês, caminhou na sua implantação para um modelo muito particular, onde o poder de decisão dos comitês é mais limitado e as agências de bacia foram substituídas por uma agência estadual de águas, a COGERH. Esta agência, além de ter uma grande liberdade para decidir sobre a aplicação dos recursos gerados, tem também a prerrogativa de decidir sobre os valores cobrados em alguns sistemas, ainda que com limitações político-econômicas. Este é um modelo mais centralizador que o preconizado na Lei 9433, promulgada posteriormente à lei estadual e à criação da COGERH. Por outro

²⁹ Estas despesas correspondem aos gastos incorridos para Operação, Manutenção, Administração e Comercialização do Serviço de Fornecimento de Água Bruta. Englobam as Despesas de Pessoal, Energia Elétrica, Materiais, Serviços de Terceiros e Despesas Gerais.

³⁰ Estimativa dos Custos de Depreciação: vida útil estimada entre 15 anos (ramais) e 100 anos (açudes); taxas de depreciação, de cada componente, foram obtidas com base no método de depreciação linear; remuneração dos investimentos a taxa anual de 12%. Os Custos de Capital determinados por trecho de cada sistema foram distribuídos entre os diversos consumidores com base em sua localização ao longo do sistema.

³¹ Cálculo do custo de capital inclui todo o investimento nos sistemas em operação pela COGERH.

³² Cálculo do custo de capital exclui os investimentos relativos aos açudes por serem investimentos realizados com recursos do Governo e que comportam usos múltiplos pela sociedade.

lado, este modelo tem características que o fazem bastante adequado à gestão num cenário onde praticamente a totalidade dos rios é estadual e os recursos hídricos provenientes de reservação por obras federais, portanto, de domínio da União, também foram repassados ao estado, estando ainda todo o sistema de recursos hídricos profundamente interligado.

Outro fator que conta a favor deste modelo é que a arrecadação da cobrança tende a ser baixa em função do nível do PIB estadual, que era de R\$2.631/habitante.ano em 1999. Neste caso, uma única agência estadual tende a apresentar maior efetividade e eficiência financeira do que a proliferação de pequenas agências de bacia com poucos recursos e pouca capacidade de manter quadros técnicos adequados. Este modelo tende a ser aplicado também nos demais estados nordestinos com características semelhantes ao Ceará no que tange aos recursos hídricos.

PROAGUA (2001) aponta alguns aperfeiçoamentos que necessários à aplicação da cobrança por recursos hídricos, de forma a melhor atender os princípios legais, entre eles: *i)* a ampliação da cobrança para os usos qualitativos; *ii)* a separação entre a cobrança propriamente dita e o fornecimento de água bruta; e *iii)* uma maior utilização dos recursos segundo o espírito da lei que prevê, por exemplo, que os recursos devam ser aplicados nas bacias onde foram gerados.

6.6.3 A cobrança pelo uso da água na bacia do Paraíba do Sul

A cobrança aprovada para a bacia do Paraíba do Sul, em 06 de dezembro de 2001, para os setores industrial e de saneamento, se baseia na seguinte fórmula:

$$\text{Cobrança total} = Q_{\text{cap}} \times [K_0 + K_1 + (1 - K_1) \times (1 - K_2 K_3)] \times \text{PPU}$$

Onde:

Q_{cap} corresponde ao volume de água captada durante um mês (m³/mês);

K₀ expressa o multiplicador de preço unitário para a captação, definido pelo Comitê da Bacia (CEIVAP) como igual a 0,4 (quatro décimos) para os três primeiros anos de cobrança;

K₁ expressa o coeficiente de consumo para a atividade em questão, ou seja, a relação entre o volume consumido e o volume captado pelo usuário (ou o índice correspondente à parte do volume captado que não retorna ao manancial);

K₂ expressa o percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos (ou o índice de cobertura de tratamento de efluentes

doméstico ou industrial), ou seja, a relação entre a vazão efluente tratada e a vazão efluente bruta;

K_3 expressa o nível de eficiência de redução de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na Estação de Tratamento de Efluentes;

PPU é o Preço Público Unitário correspondente à cobrança pela captação, pelo consumo e pela diluição de efluentes, para cada m^3 de água captada, foi definido pelo CEIVAP como R\$0,02/ m^3 .

O sistema de cobrança encontra-se aprovado, e cumpridas algumas condicionantes colocadas pelo comitê, deverá entrar em vigor ainda no ano de 2002.

6.6.3.1 COBRANÇA POR CAPTAÇÃO

A parcela relativa à cobrança por captação é dada pela expressão:

$$C_{CAP} = Q_{cap} \times K_0 \times PPU$$

A cobrança aprovada representa uma cobrança equivalente de R\$0,008/ m^3 (US\$0,003/ m^3), desconsiderados os descontos de até 18% aprovados para aqueles que aderirem primeiro ao sistema, considerado o período de vigência de 3 anos. Em termos absolutos, este valor é baixo comparativamente aos praticados pelos países europeus analisados, representa cerca de 10% dos valores cobrados.

6.6.3.2 COBRANÇA POR CONSUMO

A parcela da cobrança de consumo é dada pela expressão:

$$C_{CAP} = Q_{cap} \times K_1 \times PPU, \text{ ou seja;}$$

$$C_{CAP} = Q_{cons} \times PPU$$

A cobrança aprovada representa uma cobrança equivalente de R\$0,02/ m^3 consumido (US\$0,009/ m^3).

O único país que cobra explicitamente por consumo é a França, onde, a agência do Rhin-Meuse cobrava 0,1 FF/ m^3 (US\$0,016/ m^3), no período de 1997 a 2001. Nos demais países a cobrança por captação muitas vezes embute a cobrança por consumo ao diferenciar a cobrança por tipo de usuário onde os que apresentam maior fator de consumo pagam mais. Comparativamente à cobrança da agência Rhin-Meuse, em termos absolutos, o valor estabelecido para o Paraíba é ainda baixo, mas já bastante relevante considerando-se que se trata de um valor inicial.

6.6.3.3 COBRANÇA POR POLUIÇÃO

A parcela da cobrança por poluição depende da parcela da vazão efluente tratada e da eficiência de remoção de DBO apresentada pelo sistema de tratamento e é dada pela expressão:

$$C_{\text{POLUIÇÃO}} = Q_{\text{cap}} \times [(1 - K_1) \times (1 - K_2 K_3)] \times \text{PPU}$$

Esta expressão pode ser reescrita de forma a tornar os fatores de cobrança mais claros, vejamos:

$$C_{\text{POLUIÇÃO}} = Q_{\text{cap}} \times (1 - Q_{\text{cons}} / Q_{\text{cap}}) \times (1 - K_2 K_3) \times \text{PPU}$$

$$C_{\text{POLUIÇÃO}} = (Q_{\text{cap}} - Q_{\text{cons}}) \times (1 - K_2 K_3) \times \text{PPU}$$

$$C_{\text{POLUIÇÃO}} = Q_{\text{efluente}} \times (1 - K_2 K_3) \times \text{PPU}$$

A cobrança independe da carga de DBO lançada, a metodologia proposta visa a estimular a aplicação de tecnologias de tratamento mais eficientes. Neste caso não se pode definir o valor cobrado por carga de DBO, pode-se apenas dizer que a cobrança é de R\$0,02 (US\$0,009) por metro cúbico não tratado.

6.6.3.4 EFETIVIDADE E EFICIÊNCIA FINANCEIRA DA COBRANÇA

A arrecadação prevista para o primeiro ano de cobrança é de R\$14 milhões, o que representa uma arrecadação equivalente de cerca de R\$2,8/habitante.ano (US\$1,3/hab.ano), numa bacia onde a renda per capita média dos três estados que a integram era de R\$7.465 (1999). Isto representa apenas o dobro da arrecadação do Ceará, um estado com renda per capita quase três vezes menor. Comparativamente à cobrança proposta para o estado de São Paulo, este valor representa cerca de 20%, sinalizando que pode existir um potencial para crescimento dos valores fixados.

O critério para fixação do PPU foi que este possibilitasse uma arrecadação anual na bacia suficiente para garantir recursos de contrapartida para o Programa de Compra de Esgotos Tratados que irá beneficiar, já a partir de 2002, alguns municípios da bacia hierarquizados pelo comitê. Ou seja, neste primeiro momento a cobrança não pretende ser um instrumento econômico e sim um instrumento arrecadatário.

Trata-se ainda de uma arrecadação muito baixa para possibilitar a sustentação do sistema de gestão e ainda viabilizar os investimentos previstos, demonstrando que será necessário o subsídio governamental nos primeiros anos de implantação do sistema.

A bacia do Paraíba ainda não conta com uma agência de bacia, o suporte ao CEIVAP vem sendo dado por um escritório técnico, localizado em Resende (RJ) e por um grupo de

especialistas locados no Laboratório de Hidrologia da COPPE/UFRJ, além de suporte fornecido por órgãos estaduais e pela ANA. Segundo informações da ANA, os custos de pessoal e administrativos daquelas duas equipes estão em torno de R\$1,2 milhões/ano. Supondo-se que a instalação da agência demandará certamente uma ampliação e uma melhor adequação dos quadros técnicos e administrativos e que a gestão envolverá ainda o monitoramento, que atualmente está sendo operado em sua totalidade pelos órgãos públicos estaduais e federais atuantes na bacia, deve-se esperar que os custos administrativos e de monitoramento venham a superar inicialmente o limite de 7,5% estabelecido em lei, considerando-se a arrecadação anual de R\$14 milhões prevista. Este fato não deve ser tomado como um desincentivo à montagem do sistema, tendo em vista que, como em outros setores da economia e da administração pública, os sistemas tendam a apresentar custos relativos maiores em sua fase de implantação. Um exemplo comentado anteriormente foi a implantação da taxa federal de efluentes na Alemanha. Em 1982, os custos administrativos incorridos para arrecadação da taxa representavam entre 15 a 120% do montante arrecadado em cada *Länd*, atualmente estes custos representam em média 15%. Isto demonstra que a restrição dos 7,5% não pode ser tomada ao pé da letra ou o custeio da agência e do monitoramento deverão ser cobertos, em parte, por outras fontes nos primeiros anos.

6.6.3.5 AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE COBRANÇA DA BACIA DO PARAÍBA DO SUL

Este sistema de cobrança é previsto para vigorar por apenas três anos e deverá ser modificado ao fim deste período tendo em vista alguns problemas que apresenta resultantes das simplificações que se fizeram necessárias para viabilizar o início da cobrança numa bacia onde ainda não existia um sistema de cadastro e outorga implantado.

O principal mérito da metodologia proposta está em considerar nesta fase inicial apenas três parâmetros de cobrança: captação, consumo e poluição em termos de DBO somente. Com o baixo grau de informações existentes sobre usos e usuários e a baixa capacidade de fiscalização, uma tentativa de abarcar uma grande gama de poluentes na fase inicial poderia redundar em uma desmoralização do sistema.

Por outro lado, a metodologia proposta traz embutida uma tentativa de vincular a cobrança por uso quantitativo com o uso qualitativo, transpondo para a cobrança o mesmo princípio da indissociabilidade entre os dois usos que deve nortear a outorga. Ao propor um PPU único para consumo e diluição a fórmula está considerando como equivalentes consumir 1 m³ de água ou diluir 1 m³ de efluente não tratado, qualquer que seja a carga orgânica presente. Além dos questionamentos que podem ser levantados a esta equivalência, conforme discutido anteriormente, esta vinculação entre a cobrança pelos dois tipos de uso

apresenta sérias restrições e pode ser indesejável. No caso da bacia Paraíba do Sul, ela de fato, não deve ser aplicada porque:

- As elasticidades do consumo e da diluição de efluentes são diferentes, na Bacia do Paraíba o problema crítico é poluição, e principalmente coliformes, não será com a redução do uso quantitativo que se vai resolver o problema do uso qualitativo;
- A fixação de um PPU único para qualidade e quantidade que realmente induza os usuários a tratarem efluentes, que é o problema crítico, sem elevar a níveis inaceitáveis a cobrança por captação e consumo, numa bacia onde a grande disponibilidade hídrica é um dos fatores de atração de investimentos, poderá não ser possível.

A dificuldade de fixação de um PPU único para qualidade e quantidade e a inconveniência da junção das duas cobranças pode ser entendida analisando-se o trecho do rio Paraíba do Sul entre o município de Itatiaia e a barragem de Sta. Cecília. Na bacia do Paraíba do Sul em geral e neste trecho especificamente, ainda não existe escassez rotineira, mesmo em períodos de seca. A demanda por captação para fins de abastecimento urbano e industrial no trecho não chega a 20 m³/s, o maior uso individual é da CSN³³ que capta cerca de 10 m³/s, dos quais cerca de 3 m³/s são consumidos (COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA, 1994). Os principais indicadores de poluição apresentam violação dos limites do CONAMA, sendo que as condições sanitárias (coliformes) são muito graves. A jusante do município de Barra do Piraí, a concentração de coliformes fecais registradas por campanha de monitoramento da FEEMA, apresentava valor médio de 20.000 NMP/100ml (PQA Paraíba do Sul, 1998), quando o padrão CONAMA é de 1.000 NMP/100ml para a classe 2 e 4.000 NMP/100 ml para a classe 3. Neste ponto a vazão com permanência de 95% do tempo estimada é de 180 m³/s. Verifica-se que a redução do consumo não terá influência significativa sobre a melhoria das condições sanitárias.

Este é um caso em que a cobrança por quantidade e qualidade deve ser desvinculada de forma a incidir mais fortemente sobre o fator que se deverá reduzir que é a carga orgânica e atingir secundariamente a redução de coliformes, sem entretanto penalizar os usos consuntivos industriais, por exemplo. Mesmo na outorga, seria impensável negar uma nova outorga para uso consuntivo mesmo do porte da CSN, alegando que reduziria a capacidade de diluição de coliformes do rio.

³³ Companhia Siderúrgica Nacional.

Além do problema acima apontado, outros aspectos da metodologia são:

- A cobrança por poluição não leva em conta a carga presente no efluente final e portanto a vazão de diluição requerida, penalizando aqueles que lançam grandes volumes mas com baixa carga, por outro lado a presença na fórmula da eficiência do tratamento pode ser um estímulo à melhoria, apesar de este não ser um fator de outorga;
- O estabelecimento de preço unitário uniforme para toda a bacia não reflete a escassez ou abundância dos recursos hídricos nos diferentes trechos da bacia, fazendo com que o instrumento da cobrança não apresente, portanto, eficiência econômica.

Apesar das limitações ligadas à formulação, o grande mérito deste sistema é que encontra-se aprovado, e cumpridas algumas condicionantes colocadas pelo comitê, deverá entrar em vigor ainda no ano de 2002.

6.6.4 Quadro Resumo da Cobrança no Brasil

A tabela 6.5 apresenta um quadro resumo da experiência ainda incipiente da cobrança pelo uso da água no Brasil, através das três experiências analisadas. Existem outras propostas de cobrança, algumas até em vias de implantação, como na bacia do Alto Iguaçu e do Rio dos Sinos, mas que devido a limitações de prazo infelizmente ficaram fora do escopo deste trabalho.

Tabela 6.5: Cobrança pelo uso da água no Brasil – Propostas e Experiências						
Estado / Bacia	Setor usuário	Captação por m³	Consumo por m³	DQO por Kg	Metais por Kg	Arrecadação per capita \$/hab.ano
São Paulo	Domést/ industrial	R\$0,01 a 0,015 US\$0,004 a 0,006	R\$0,02 a 0,03 US\$0,009 a 0,015	R\$0,07 a 0,25 ³⁴ US\$0,03 a 0,1 ³⁵	R\$1,00 a 2,00 US\$0,4 a 0,8	R\$13 US\$5
Paraíba do Sul	Domést/ industrial	R\$0,008 US\$0,003	R\$0,02 US\$0,009	R\$0,02/m ³ não tratado US\$0,009/m ³ não tratado	-	R\$2,8 US\$1,3
Ceará	Industrial	R\$0,67 / US\$0,28		-	-	R\$1,4
	Domést.	R\$0,0121 / US\$0,005		-	-	US\$0,6

³⁴ Cobrança equivalente convertendo-se carga de DBO em DQO

³⁵ Cobrança equivalente convertendo-se carga de DBO em DQO

6.7 A sustentabilidade do sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro

Para garantir a efetividade e a eficiência financeira do sistema de gestão deve-se estar atento à capacidade da cobrança de gerar receitas para financiamento das atividades necessárias ao alcance dos objetivos para os quais o sistema foi montado, e aos custos de transação deste sistema (custos administrativos, operacionais, etc.).

O sistema de gestão de recursos hídricos em implantação no Brasil pretende ter a abrangência do sistema francês, ou seja, gerar recursos não só para gestão e monitoramento, mas também para investimentos. Até por isso a lei 9433 limita em 7,5% da arrecadação os gastos administrativos e de monitoramento. Dada às limitações da nossa economia, pode-se imaginar as impossibilidades de atingir níveis de arrecadação semelhantes aos franceses, que, como se viu no Capítulo V, representa cerca de US\$30/hab.ano.

Uma análise detalhada das necessidades de investimento para a recuperação dos recursos hídricos dos custos de montagem e manutenção do sistema de gestão a nível nacional faz-se necessária para que se possa ter uma idéia da abrangência que este sistema poderá alcançar e das eventuais reformulações que possam vir a serem necessárias.

Na base do sistema de gestão estão as agências de bacia ainda embrionárias. Será necessário definir não só o formato legal, mas também as atribuições e a conseqüente envergadura destas agências para que estas possam ter escala suficiente para manter um corpo técnico-administrativo competente, um sistema de monitoramento que viabilize o aprimoramento constante da gestão e ainda possuam alguma capacidade de realizar investimentos que efetivamente contribuam para a melhoria dos recursos hídricos do país, evitando-se que o sistema como um todo caia em descrédito junto à população.

6.7.1 Simulação da receita potencial da cobrança por uso da água no Brasil

No Brasil, temos 170 milhões de habitantes e bacias com diferentes níveis de complexidade no que tange à disponibilidade hídrica, aos usos dos recursos hídricos e às condições sócio-econômicas. Estas diferenças podem ser evidenciadas numa rápida análise dos dados de PIB e população para as 9 grandes bacias brasileiras, que constam da tabela 6.6.

Naquela tabela apresenta-se também os valores resultantes de uma simulação preliminar das receitas potenciais da cobrança pelo uso da água a médio e longo prazo, tomando-se por base as 9 grandes bacias. Na simulação adotaram-se as seguintes premissas:

- No médio prazo a cobrança não ocorreria, ou seria desprezível, nas bacias do Amazonas, Tocantins e Paraguai por serem bacias com alta disponibilidade hídrica e sem conflitos críticos e generalizados;
- Para as demais bacias adotou-se como “*cobrança unitária per capita de médio prazo*” os seguintes valores:
 - Para as bacias da Vertente N/NE e Rio São Francisco o valor seria similar ao que vem sendo praticado no Ceará (US\$0,6/habitante.ano);
 - Para as bacias da Vertente Leste, Rio Uruguai e Vertente S/SE o valor seria similar ao que foi aprovado para a Bacia do Paraíba do Sul (US\$1,3/habitante.ano);
 - Para a bacia da Paraná o valor seria similar ao proposto para São Paulo (US\$5/habitante.ano);
- Para estimar uma “*cobrança unitária per capita de longo prazo*” supôs-se uma cobrança futura em níveis similares ao modelo inspirador do sistema de gestão brasileiro, o sistema francês, mas cujo valor foi devidamente contrabalançado pela capacidade de pagamento existente em cada bacia. Tomando-se o valor da cobrança per capita estimada para o sistema francês de US\$30/ano e a renda per capita nacional de US\$23.954 , a cobrança de longo prazo foi estimada pela expressão:

$$\text{Cobrança Longo Prazo (US$/hab.ano)} = 30 * \text{PIB}_{\text{BACIA}} / 23.954$$

O PIB per capita médio de cada bacia foi tomado como o PIB per capita da região brasileira onde a bacia está inserida majoritariamente, a exceção foi a bacia do Paraná, para a qual o PIB per capita médio foi tomado como a média dos PIB's das regiões Sudeste e Sul.

A arrecadação potencial assim estimada seria da ordem de US\$340 milhões a médio prazo, podendo ser quase duplicada a longo prazo, atingido valores da ordem de US\$630 milhões. A análise não levou em conta a possibilidade de um aumento real da renda nacional e da população, considerando que as imprecisões inerentes ao método não comportariam este tipo de refinamento.

Outro aspecto interessante da análise é que a cobrança proposta para o estado de São Paulo já está em nível similar ao da cobrança que se pratica na França, considerando-se a capacidade de pagamento da população, talvez isto explique em parte a grande resistência de alguns setores à implantação da mesma.

Tabela 6.6: Simulação de receitas de cobrança pelo uso da água nas bacias brasileiras

BACIA	Área ¹	População ¹	PIB ² per capita médio	Cobrança curto prazo	Arrecadação curto prazo	Cobrança longo prazo ⁶	Arrecadação longo prazo
	(km ²)	(1.000 hab.)	US\$/hab.ano	US\$/hab.ano	US\$10 ⁶	US\$/hab.ano	US\$10 ⁶
Amazonas	4,002,976	6,700	1,878	-	-	2.4	15.8
Tocantins	813,674	3,605	1,878	-	-	2.4	8.5
Vertente N/NE	891,646	31,008	1,484	0.6 ³	18.6	1.9	57.6
São Francisco	645,067	13,141	1,484	0.6 ³	7.9	1.9	24.4
Vertente Leste	572,296	35,496	4,357	1.3 ⁴	46.1	5.5	193.7
Paraná	856,820	49,786	4,089	5 ⁵	248.9	5.1	255.0
Paraguai	363,592	1,839	3,012			3.8	6.9
Uruguai	177,494	3,351	3,821	1.3 ⁴	4.4	4.8	16.0
Vertente S/SE	223,810	12,154	4,089	1.3 ⁴	15.8	5.1	62.2
Brasil	8,547,375	157,080	3,189		342	4	627

Notas:

1 – Fonte FGV

2 – O PIB médio de cada bacia foi tomado como o PIB da região brasileira onde a bacia está inserida majoritariamente, a exceção foi a bacia do Paraná, para a qual o PIB médio foi tomado como a média dos PIB's das regiões Sudeste e Sul (Fonte: IBGE convertido pela taxa de US\$1 = R\$1,8)

3 – Adotado valor da cobrança no Ceará

4 – Adotado valor da cobrança aprovada no Paraíba do Sul

5 – Adotado valor da cobrança proposta para São Paulo

6 – Valores estimados proporcionalmente ao PIB da bacia supondo-se cobrança em níveis similares ao franceses pela fórmula: Cobrança estimada LP = 30*PIB_{local}/PIB_{Francia}

6.7.2 Sustentabilidade do sistema de gerenciamento e monitoramento

O dimensionamento adequado da abrangência geográfica, populacional e econômica de uma agência de bacia pode reduzir sobremaneira os custos de transação do sistema de gestão de recursos hídricos e conferir prestígio e capacidade de influência às entidades envolvidas. No capítulo 4, a análise do sistema francês mostrou que a opção pela criação das 5, e apenas 5, poderosas agência de água francesas pode ter sido decisiva para o sucesso do modelo. As agências francesas atuam sobre a totalidade da área geográfica das bacias dos grandes rios do país, rios estes que deságuam no mar ou passam para território estrangeiro, reduzindo sobremaneira a necessidade de articulações internas com organismos do mesmo tipo, os respectivos custos de transação e a diluição de responsabilidades. Cada

uma das agências tem o ônus e o bônus dos efeitos de seu trabalho sobre a quantidade e a qualidade da água sob sua responsabilidade.

Outro aspecto é o poderio econômico e de representatividade destas agências. A menor das agências, a Rhin-Meuse, abrange uma bacia com 4 milhões de habitantes, e a maior delas, a Seine-Normandie, tem 17 milhões de habitantes. Mas o que conta não é só a população em termos absolutos, assim, fosse para implantar sistema semelhante, a China teria que criar uma centena de agências. Conta e muito, o poder econômico desta população. Com uma cobrança de cerca de US\$30/habitante.ano, entram no sistema todos os anos cerca de US\$1,5 bilhões de dinheiro novo, fora o retorno dos empréstimos e as demais verbas governamentais. Ou seja, cada agência de bacia movimenta entre US\$100 a US\$500 milhões por ano somente em recursos da cobrança. No ano 2000, a receita da Agência Seine-Normandie foi de US\$680 milhões³⁶ (RAPPORT D'ACTIVITÉ, 2000), valor equivalente à estimativa de arrecadação de longo prazo para todo o Brasil.

A redução do número de agências com a conseqüente ampliação das áreas de abrangência é também uma tendência encontrada no sistema de gestão holandês: “...eram 2.600 em 1950 contra 88 no final dos anos 80, hoje, existem somente 57 “waterschappen” na Holanda” (COPPE/UFRJ, 2000). Este número, apesar de aparentemente elevado para um país territorialmente pequeno, pode ser explicado pelas particularidades do sistema de gestão holandês onde as “waterschappen” são responsáveis também pelos sistemas de tratamento de efluentes. Com uma arrecadação média de per capita de US\$43/habitante.ano, a arrecadação das “waterschappen” alcançava US\$600 milhões em 1992. Isto representava uma arrecadação média de US\$10 milhões/ano por “waterschap”. Ainda assim, o sistema sofre de alguns problemas de ociosidade (ver capítulo 4).

No Brasil, as expectativas de receitas deduzidas mostram que, mesmo a longo prazo, as grandes bacias tendem a não comportar muitas agências de sub-bacias, sob pena de serem entidades com baixo poder de intervenção e de alavancagem de recursos.

Situações como a do estado de São Paulo, onde inicialmente se pensava criar uma agência para cada um dos 22 comitês estaduais, número posteriormente revisto para 12, devem ser evitadas e repensadas. Caso o estado de São Paulo consiga implantar a cobrança nos níveis propostos, a arrecadação total será em torno de US\$180 milhões/ano, o que representaria

³⁶ Já abatidas as devoluções (primes) feitas às indústrias e ao setor de saneamento por despoluição.

um orçamento médio com recursos da cobrança de pouco mais de US\$10 milhões/ano para cada uma destas possíveis agências.

O orçamento da Agência Nacional de Águas foi de R\$160 milhões, em 2001, o que mostra que somente os recursos de custeio, monitoramento e investimento da ANA já representam 20% da arrecadação de médio prazo estimada para todo o Brasil.

Considerando-se todos estes aspectos propõe-se que o CNRH e ANA observem na criação das agências de água, entre outros aspectos:

- A capacidade de geração de receita na bacia ou sub-bacia respectiva, de forma a garantir a sustentabilidade financeira das agências;
- A relevância e a abrangência (local, regional ou nacional) dos conflitos e a criticidade dos aspectos qualitativos e quantitativos na bacia ou sub-bacia, de forma a garantir sustentabilidade social da agência conferida pela sua capacidade potencial de inserção e mobilização junto às entidades públicas, privadas e da sociedade civil;
- A existência na região de centros de pesquisa e de formação que facilite a atração/fixação e treinamento de quadros técnicos de bom nível para prover sustentabilidade técnica à agência.

De uma forma geral, considera-se que seria recomendável a criação de agências, quer sejam de âmbito estadual, quer sejam de âmbito federal, apenas nos grandes rios ou naqueles que atendam simultaneamente aos requisitos: existência de conflitos de uso/situações críticas e capacidade de arrecadação; deixando os rios menores para serem geridos de forma conjunta no âmbito de agências estaduais de recursos hídricos especialmente criadas para este fim.

A adoção de um modelo deste tipo não impõe limitações de nenhum tipo à organização de comitês, que tanto podem ser de bacias como de sub-bacias, de acordo com a capacidade de articulação e mobilização dos agentes interessados.

6.7.3 Impacto ambiental da cobrança no Brasil: alguns cenários

Além de sustentar o sistema de gestão, o que envolve o custeio das entidades e do sistema de monitoramento, deve-se avaliar o que poderão representar os recursos da cobrança em relação às demandas de investimento em proteção, recuperação e ampliação da oferta hídrica do país.

A avaliação dos investimentos necessários e seu contingenciamento deverá ser feita, de forma detalhada, no âmbito dos planos de bacia e dos planos estaduais e nacional de

recursos hídricos. Estes estudos ainda não se encontram disponíveis, mas serão aqui avaliadas a demanda por investimentos em saneamento e a demanda para a redução da poluição de origem industrial, ainda que com base em dados de certa forma defasados.

Um estudo da SEDU³⁷ de 1998, que serviu de base inclusive para o Programa Avança Brasil, estimou os investimentos necessários em água e esgoto em R\$44 bilhões, até 2010, distribuídos da seguinte forma:

- R\$20 bilhões em coleta de esgotos;
- R\$10 bilhões em tratamento;
- R\$ 7 bilhões em distribuição de água; e
- R\$ 7 bilhões em reposição dos sistemas existentes.

Quanto ao investimento em abatimento da poluição industrial, o estudo elaborado por MENDES, 1994, apresentado no capítulo II, mostrou os seguintes custos anuais de investimento e operação e manutenção:

- Abatimento mínimo de 50% da carga poluente:US\$815 milhões/ano;
- Abatimento mínimo de 75% da carga poluente:US\$1.006 milhões/ano;
- Abatimento máximo da carga poluente:US\$1.659 milhões/ano;

Pode-se considerar como candidatos prioritários à aplicação dos recursos da cobrança uma parcela expressiva dos custos da coleta e do tratamento de efluentes domésticos e o financiamento parcial dos custos de remoção na indústria. Isto porque, o abastecimento urbano tende a ser coberto com recursos das tarifas, e não seria lógico financiar integralmente os investimentos em remoção para o setor industrial. A ordem de grandeza das demandas representadas por estes dois segmentos, comparadas às estimativas de arrecadação da cobrança apresentadas anteriormente, mostra que os recursos oriundos da cobrança deverão ser insuficientes e recursos de outras fontes deverão ser aportados ao sistema de gestão. A seguir, a discussão sobre o impacto da cobrança sobre tarifas de saneamento detalhará melhor as perspectivas de autofinanciamento do setor de saneamento.

³⁷ Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano, www.planalto.gov.br/sedu.

6.8 A cobrança pelo uso da água e as tarifas de saneamento

Quando se analisam os problemas críticos dos recursos hídricos no Brasil, a poluição provocada pelos efluentes domésticos sem tratamento é apontada como um tema prioritário. Como discutido no capítulo V, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (captação, consumo e diluição) tende a não ter um impacto direto sobre o comportamento do usuário doméstico individual, impacto este entendido como uma mudança de comportamento do usuário no sentido de, ou reduzir seu nível de consumo, ou modificar o padrão dos seus efluentes.

A cobrança pelo uso da água bruta pelo setor doméstico pode gerar benefícios indiretos caso alcance níveis capazes de gerar excedentes para investimento em sistemas de coleta e tratamento.

Por outro lado, a cobrança através de tarifas de abastecimento e esgotamento sanitário fixadas em níveis que permitam recuperação de custos pode ter um duplo efeito: o primeiro direto, o usuário doméstico tende a reduzir o consumo, reduzindo a demanda³⁸, e o segundo indireto, creditado à geração de recursos para investimento, ampliação, manutenção e operação dos sistemas.

Mas, apesar de esta ser uma tendência mundial, em países mais pobres como o Brasil, a política de recuperação de custos no setor de saneamento encontra sérias limitações devido aos seus impactos econômicos e políticos.

6.8.1 Impactos da cobrança pelo uso da água sobre as tarifas de saneamento no Brasil

Na tabela 6.7 são apresentados, além dos valores unitários de cobrança pelo uso da água analisados nos itens anteriores, as tarifas médias de abastecimento e esgotamento sanitário e os volumes específicos de captação e abastecimento³⁹ estimados a partir de dados do SNIS⁴⁰ relativos ao ano 2000, para o estado de São Paulo, Ceará, a bacia do Paraíba do Sul e ainda valores médios nacionais.

Os volumes específicos de captação e os valores médios dos volumes específicos de abastecimento e das tarifas foram calculados segundo dados do SNIS 2000. As tarifas e volumes específicos de abastecimento e captação relativos a São Paulo e Ceará foram

³⁸ Ver gráficos 5.1 e 5.2.

³⁹ No SNIS é chamado coeficiente de consumo per capita (I_{22}), aqui foi modificado para não confundir com volume consumido, que neste estudo representa o volume não retornado ao corpo hídrico

⁴⁰ Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, informações constantes do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2000 (Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano, 2001).

tomados como os valores médios apresentados pelas respectivas companhias estaduais de abastecimento, SABESP e CAGECE, devido à maior variabilidade dos coeficientes e tarifas dos serviços de abrangência local também constantes da pesquisa do SNIS. A tarifa e os volumes específicos de abastecimento e captação relativos à bacia do Paraíba do Sul foram tomados como a média dos valores também médios apresentados pelas três companhias de abastecimentos dos estados que integram a bacia: SABESP/SP, CEDAE/RJ e COPASA/MG.

Tabela 6.7: Consumo, tarifas e cobrança pelo uso da água no setor doméstico						
Estado / Bacia	Renda per capita ¹	Volumes específicos		Tarifa de água + esgoto ²	Cobrança ³	
		Captado L/hab.dia	Abastecido ⁴ L/hab.dia		Captação	Consumo
São Paulo SABESP	R\$9.210 <i>US\$5.117</i>	338	173	R\$2,54 <i>US\$1,41</i>	R\$0,01 a 0,015 <i>US\$0,004 a 0,006</i>	R\$0,02 a 0,03 <i>US\$0,009 a 0,015</i>
Paraíba do Sul CEDAE+COPASA+SABESP	R\$7.465 <i>US\$4.147</i>	349	196	R\$2,12 <i>US\$1,18</i>	R\$0,008 <i>US\$0,003</i>	R\$0,02 <i>US\$0,009</i>
Ceará CAGECE	R\$2.631 <i>US\$2.631</i>	191	124	R\$1,30 <i>US\$0,72</i>	R\$0,0121 <i>US\$0,005</i>	
Brasil	R\$5.740 <i>US\$3.189</i>	274	150	R\$2,04 <i>US\$1,13</i>		

Tabela elaborada pela autora com base em informações do SNIS 2000 (www.snis.gov.br)

Notas:
 1 – Valores relativos a 1999 (Fonte IBGE), taxa de câmbio adotada 1US\$ = 1,8 R\$
 2 - Valores relativos a 2000 (Fonte SNIS), taxa de câmbio adotada 1US\$ = 1,8 R\$
 3 - Valores considerados como relativos a 2001, taxa de câmbio adotada 1US\$ = 2,4 R\$
 4 – No SNIS é chamado coeficiente de consumo per capita (I₂₂), aqui foi modificado para não confundir com volume consumido, que neste estudo representa o volume não retornado ao corpo hídrico

Da comparação direta entre cobrança pelo uso da água e tarifas, verifica-se que aquela representa uma parcela ínfima da tarifa, entre 1 a 2% da tarifa de água, tendendo a ter, portanto, um impacto muito reduzido sobre o uso doméstico. E, como discutido anteriormente, caso esta cobrança seja integralmente repassada para as tarifas, as próprias empresas/serviços de saneamento tenderão a ter pouco incentivo para reduzir o uso. A própria disponibilização de recursos da cobrança para investimentos tende a ter efeito incentivador, mais ainda se forem implantados mecanismos regulatórios de incentivo, por exemplo, permitindo que apenas parte destes custos sejam repassados em função da

performance de cada empresa/serviço de saneamento no controle das perdas físicas e na qualidade do tratamento.

6.8.2 A relação entre consumo e tarifas no Brasil

A tabela 6.8 apresenta um resumo da situação do setor de saneamento elaborado a partir de dados do SNIS 2000. Pelos resultados do diagnóstico do setor relativo ao ano 2000 deduz-se que cerca de 85% da população urbana é atendida pelos serviços de abastecimento e 40% por esgotamento sanitário. Cerca de 54% do esgoto coletado, ou de outra forma, 22% do produzido, recebe algum tipo de tratamento, o que explica o nível de degradação das águas superficiais encontrado na maior parte das áreas urbanas do país.

Similarmente à análise feita no capítulo 5 para países da OCDE, são reapresentados aqui os gráficos 5.1 e 5.2, desta vez incluindo-se os dados relativos ao Brasil, ao estado de São Paulo e Ceará e à bacia do Paraíba do Sul⁴¹. A análise comparativa é apresentada nos gráficos 6.1 e 6.2.

A comparação das tarifas brasileiras com as tarifas praticadas nos países da OCDE mostra que, em valores absolutos, as tarifas praticadas no Brasil, entre US\$0,6 a 1,5/m³ (água + esgoto), estão na faixa baixa a média das tarifas internacionais. Já, o resultado da comparação com os países da OCDE que emerge do gráfico 6.2 é preocupante. Em termos relativos, a cobrança por água e esgoto é extremamente elevada, representando o dobro ou o triplo do que é, proporcionalmente, cobrado internacionalmente.

Talvez a conta do serviço ainda não seja percebida como tão elevada tendo em vista que grande parte da população, principalmente a mais pobre, ainda não paga pelo serviço de esgoto, até porque não o tem. Outro aspecto é que a comparação direta entre os diversos países apenas considerando a paridade cambial pode gerar algumas distorções e neste caso tende a aumentar a diferença entre países ricos e “caros” e países pobres e “baratos”. Num estudo mais detalhado deve-se examinar a adequação de se proceder uma análise por “paridade do poder de compra”(ppp) considerando-se a metodologia de obtenção dos dados provenientes dos outros estudos e a estrutura de custos do setor.

Mesmo com tarifas relativamente elevadas, os níveis de consumo (volume abastecido per capita) também são altos. Todavia, neste caso, a comparação fica prejudicada porque os países da OCDE analisados são de clima frio e a população tende a apresentar hábitos de consumo diferenciados.

⁴¹ A inclusão dos estados e da bacia hidrográfica, se deve ao fato de apresentarem dimensões geográficas, econômicas e populacionais similares às de alguns países estudados pela OCDE.

Em termos de impacto sobre a renda, a conta média anual⁴² de água de R\$55/habitante representa cerca de 1% da renda média per capita brasileira. A conta de água e esgoto, caso cobrada integralmente, atingiria R\$107/habitante e representaria cerca de 2% da renda per capita. Estes percentuais são bastante elevados quando comparados com os percentuais representados pela cobrança de água e esgoto nos países da OCDE analisados no capítulo 5- entre 0,3 a 0,8%. O que referenda a tese de que os níveis de comprometimento de renda com os serviços já são bastante elevados e a capacidade de repasse para as tarifas dos custos decorrentes da ampliação destes é limitada.

Ainda segundo o diagnóstico do setor, a defasagem entre custos de provisão e tarifas vem se reduzindo, e no ano 2000, em termos globais, a diferença entre o preço médio de água e esgoto cobrado nacionalmente⁴³ e as despesas com o serviço foi de apenas 6%. Dos 26 serviços de abrangência regional, 9 apresentaram superávit comercial, dentre eles a SABESP. O quadro é ligeiramente melhor para os serviços de abrangência local.

⁴² A conta média mensal é de R\$17,71 segundo o relatório do SNIS,2000.

⁴³ Tarifa calculada dividindo-se a arrecadação de água+esgoto pelo volume faturado de água+esgoto.

Tabela 6.8: Indicadores do Setor de Saneamento – SNIS 2000

Região	População atendida água	População atendida esgoto	Volume abastecido	Índice de atendimento de água	Índice de atendimento de esgoto	Índice de tratamento de esgoto	Tarifa média de água	Tarifa média de esgoto	Tarifa média praticada	Despesa serviço p/m3 faturado
	habitantes	habitantes	l / hab. dia	%	%	%	R\$/m ³	R\$/m ³	R\$/m ³	R\$/m ³
	A ₀₁	E ₀₁	I ₂₂	I ₂₃	I ₂₄	I ₁₆	I ₀₅	I ₀₆	I ₀₄	I ₀₃
<i>Grupo 1 - Prestadores de serviços de abrangência regional</i>										
Totais Região Norte	4.081.739	199.294	89,8	68,1	3,7	40,0	1,01	0,87	1,07	1,60
Totais Região Nordeste	26.150.619	5.866.080	106,4	90,7	20,3	114,8	0,88	0,75	0,86	1,14
Totais Região Sudeste	42.060.505	26.595.345	190,9	96,7	61,1	49,6	1,10	1,15	1,09	1,10
Totais Região Sul	16.040.672	3.837.757	131,1	99,8	23,9	84,0	1,44	1,03	1,34	1,27
Totais Região Centro-Oeste	6.798.735	3.327.094	143,6	95,8	46,9	49,6	1,05	0,92	1,00	1,08
Totais para o grupo	95.132.270	39.825.570	149,4	93,7	39,4	61,2	1,10	1,08	1,07	1,14
<i>Grupo 2 - Prestadores de serviços de abrangência microrregional</i>										
Totais Região Sudeste	361.966	11.204	117,9	64,2	2,0	100,0	0,95	0,71	0,94	2,85
Totais Região Sul	58.706		147,3	62,8			0,81		0,81	0,61
Totais para o grupo	420.672	11.204	122,2	64,0	2,0	100,0	0,93	0,71	0,92	2,53
<i>Grupo 3 - Prestadores de serviços de abrangência local de direito público</i>										
Totais Região Norte	347.641	61.307	161,5	81,2	22,1		1,10	0,00	0,98	0,53
Totais Região Nordeste	1.760.490	176.800	138,4	108,0	29,0	87,1	0,56	0,46	0,59	0,50
Totais Região Sudeste	10.598.374	9.510.584	187,2	102,4	91,9	21,0	0,71	0,63	0,66	0,55
Totais Região Sul	3.148.586	1.467.182	192,5	101,9	53,4	10,7	0,91	0,60	0,84	0,67
Totais Região Centro-Oeste	929.855	230.897	152,4	96,1	26,9	68,7	0,93	0,60	0,87	0,55
Totais para o grupo	16.784.946	11.446.770	182,2	102,0	77,1	21,5	0,76	0,62	0,70	0,57
<i>Grupo 4 - Prestadores de serviços de abrangência local de direito privado</i>										
Totais Região Norte	50.640	6.250	80,2	85,6	10,6	100,0	1,02		1,02	
Totais Região Nordeste	212.133	148.852	104,4	100,8	78,0	12,4	0,77	0,88	0,80	0,70
Totais Região Sudeste	4.067.154	3.490.053	198,4	95,8	82,2	28,9	0,79	0,74	0,77	0,78
Totais Região Sul	118.528	38.439	123,9	97,0	31,5	0,0	0,78	0,63	0,75	0,79
Totais Região Centro Oeste	11.935			100,0			0,90		0,91	0,69
Totais para o grupo	4.460.390	3.683.594	190,5	95,9	79,8	28,8	0,79	0,74	0,77	0,78
MÉDIA BRASIL	116.798.278	54.967.138	150,0	85%	40%	54,4	1,04	1,00	1,00	1,05

Gráfico 6.1: Impacto das tarifas de água e esgoto sobre o consumo doméstico
Países da OCDE e Brasil

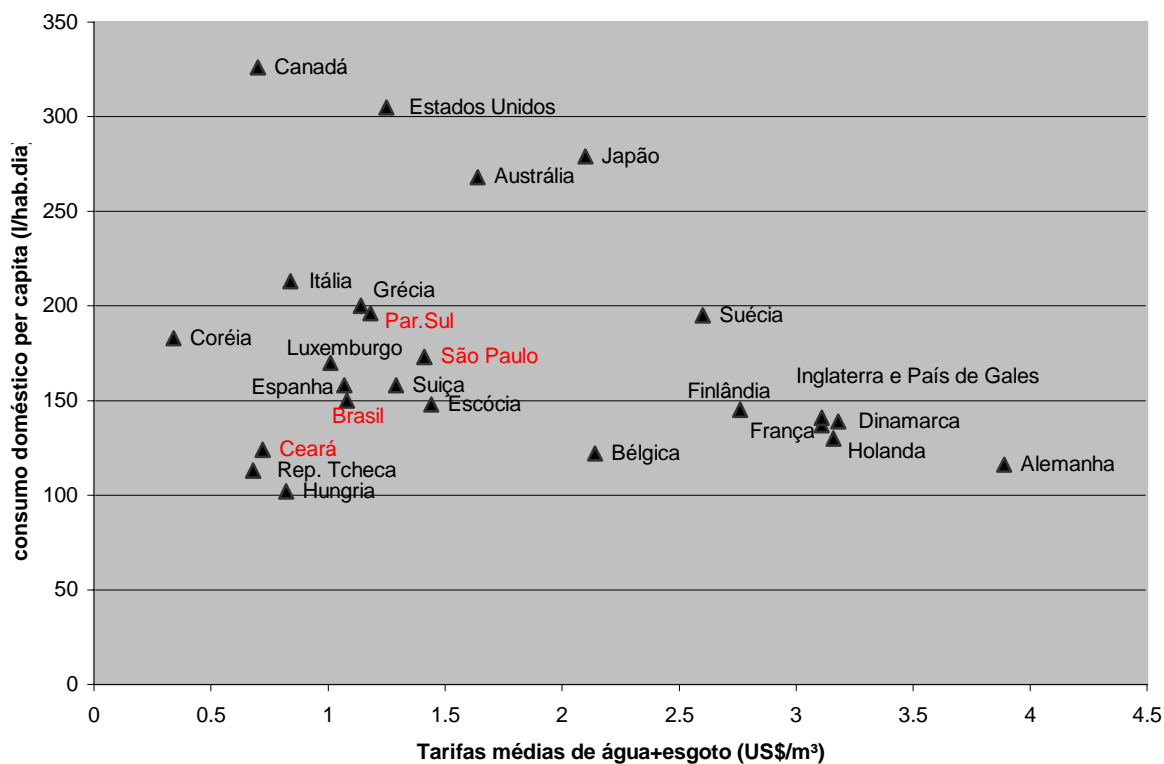
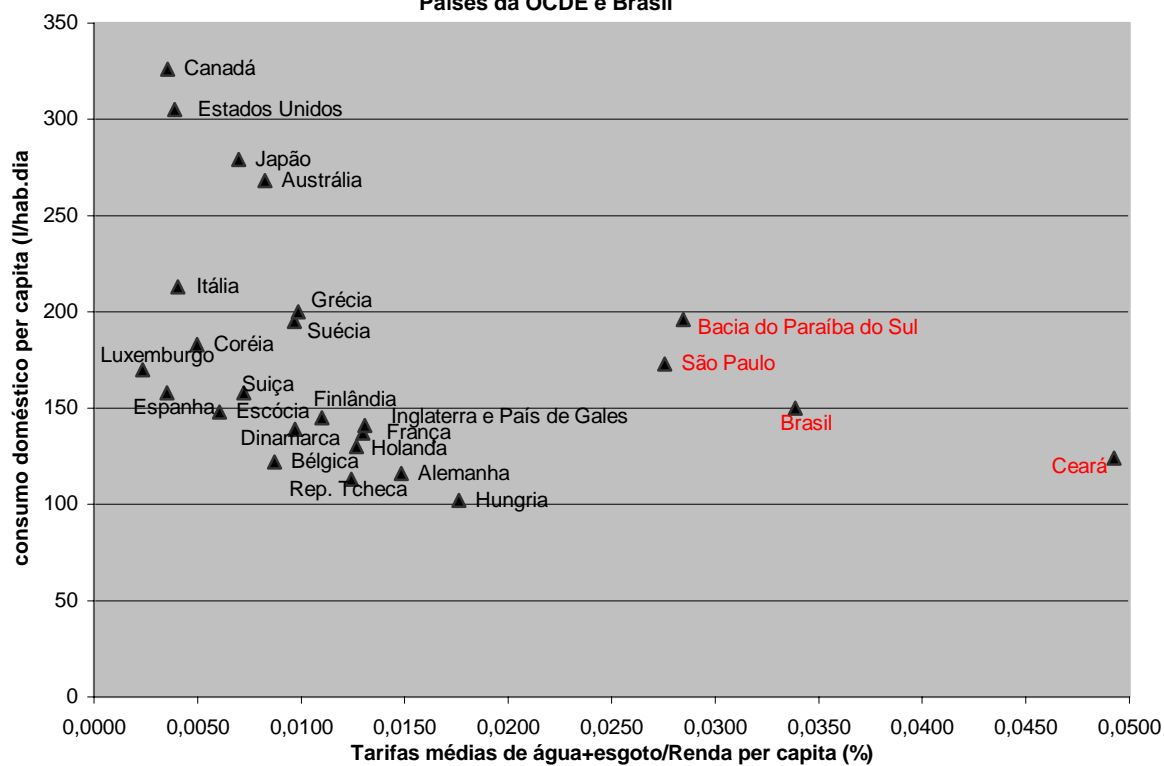


Gráfico 6.2: Impacto das tarifas relativas de água e esgoto sobre o consumo doméstico
Países da OCDE e Brasil



6.9 Algumas conclusões e recomendações sobre o sistema de gestão brasileiro

Das análises aqui desenvolvidas pode-se tirar algumas recomendações para a estruturação da gestão de recursos hídricos no Brasil de forma a conferir sustentabilidade técnica e econômico-financeira ao sistema como um todo e permitir que o instrumento da cobrança seja, de fato, um instrumento econômico. As principais recomendações são:

- A criação de agências de bacias ou sub-bacias deve ser precedida por uma análise de sua sustentabilidade econômico-financeira, social e técnica. O suporte técnico aos diversos comitês e às bacias menores de âmbito estadual deveria ser dado por agências estaduais especialmente criadas para este fim. Neste sentido, a proposta da ANA de incentivar a criação de agências nos moldes da COGERH nos demais estados do semi-árido, tende a ser o modelo mais adequado.
- A implantação de cobrança pelo uso da água estabelecida através de metodologias muitas vezes díspares em cada bacia ou sub-bacia, que impossibilitam uma análise clara daquilo que está sendo efetivamente cobrado e do estabelecimento de comparações entre bacias e internacionalmente, prejudica a aceitabilidade e o impacto ambiental da aplicação do instrumento. Poderia ser mais simples a adoção de uma metodologia única para todo o país em termos da formulação e dos parâmetros (fatores) de cobrança, deixando a cargo dos comitês a fixação dos valores unitários e dos coeficientes relativos aos tipos de usos, setor usuário, localização, etc., no âmbito da sua respectiva bacia.
- É necessário ter consciência das limitações tanto da cobrança pelo uso da água bruta, como da cobrança pelos serviços de saneamento de gerar os recursos demandados pelas situações críticas de degradação dos recursos hídricos, em termos qualitativos e quantitativos, observadas em grande parte das bacias brasileiras. Esta tomada de consciência deve alcançar tanto o setor público, como os setores usuários e os organismos internacionais de fomento. Por um lado, os setores usuários precisam ter claro que aquilo que pagam ou pagarão não será suficiente para a reversão do quadro, tanto para não criarem expectativas exageradas em relação aos recursos gerados pela cobrança, como para estarem conscientes do gradualismo que o processo deve ter e estarem preparados para reduzir seus usos e pagar de forma crescente. Neste

aspecto é interessante observar o peso dado ao setor industrial nos comitês e nas discussões sobre cobrança que, quer seja na França ou nas poucas experiências brasileiras, arcam ou arcarão com cerca de 10% a 20% da conta total da cobrança. O setor público e os organismos de fomento devem entender que diante da capacidade limitada dos dois tipos de cobrança por uso da água de arrecadar os recursos necessários à reversão dos problemas hídricos, deverão ser redobrados os esforços no sentido de colocar recursos financeiros de outras fontes no sistema de gestão. Caso contrário, sem capacidade de intervenção e melhoria real dos problemas que afetam a qualidade da água e a disponibilidade hídrica, o sistema como um todo pode cair em descrédito junto à população e aos demais setores, passando a cobrança a ser vista como apenas mais um imposto embrulhado de forma atraente, e o sistema de gestão como mais um sorvedouro de recursos;

- Gradualismo e simplicidade devem ser consideradas como qualidades essenciais, dentro do já complicado sistema federalista brasileiro, estas duas características devem ser perseguidas diuturnamente, seja nas formas de organização para a gestão, seja na metodologia de fixação e implantação da cobrança pelo uso da água.

7. Conclusões e Recomendações

Dentre os diversos instrumentos econômicos analisados neste trabalho, a cobrança pelo uso da água é o que melhor se adequa às particularidades da gestão de recursos hídricos de uma bacia. A cobrança tanto pode ser aplicada aos usos quantitativos, como qualitativos, tanto em bacias onde já se caracteriza o déficit hídrico, e que carecem de medidas de racionalização dos usos, como naquelas que ainda apresentam disponibilidade hídrica positiva, mas onde é necessário implantar um sistema de gestão de forma a prevenir a degradação.

No Brasil, a Lei n.º 9433/97 introduziu a cobrança pelo uso da água como um instrumento de gestão e como um instrumento econômico, a ser aplicada tanto para os usos quantitativos quanto para os usos qualitativos.

Como instrumento de gestão, a cobrança deve alavancar recursos para dar o suporte financeiro ao sistema de gestão de recursos hídricos e às ações definidas pelos planos de bacia hidrográfica, ou seja, deve ser um instrumento arrecadador.

Como instrumento econômico, a cobrança deve sinalizar corretamente para a sociedade o uso dos recursos hídricos de forma racional e que atenda aos princípios do desenvolvimento sustentável. Neste sentido a cobrança deve apresentar, idealmente, efetividade e eficiência, gerando receitas para alcance dos objetivos do sistema, que superem os custos de transação decorrentes dos encargos gerados tanto para o poder público, como para os setores usuários, e, ainda, capacidade de incorporar os custos sociais (externalidades) derivados do uso. Do nível de eficiência e efetividade da cobrança, decorrerá a capacidade do instrumento de influenciar o comportamento dos usuários do recurso de forma a melhorar a qualidade ambiental. Outros aspectos considerados sumamente importantes para que a cobrança gere impactos positivos na gestão de recursos hídricos dizem respeito a sua praticabilidade – o instrumento deve ser direto, claro e simples – e aceitabilidade por parte dos setores usuários e demais interessados.

As análises feitas não permitem determinar se a cobrança pelo uso da água, nos principais países onde vem sendo aplicada, apresenta eficiência econômica, ou seja, se é capaz de internalizar as deseconomias causadas a terceiros decorrentes destes usos. Isto porque as análises abrangeram apenas a avaliação do impacto da cobrança sobre as

tarifas de água e esgoto e a relação entre tarifas e custos de abatimento. Para avaliar a eficiência econômica seria necessária, também, a valoração dos danos decorrentes do uso, o que o tipo de dados levantados não permite.

Mas, a despeito disto, o que se observou foi que, em nenhum dos países analisados, e nem nas propostas de cobrança brasileiras, a fixação dos valores de cobrança se baseia na valoração dos danos ambientais decorrentes do uso da água. Os valores são fixados para cobrir: *i*) apenas os custos dos sistemas de gestão, como ocorre na Inglaterra e País de Gales; *ii*) gerar recursos para financiar parte dos investimentos contemplados nos planos de bacia, como se verifica na França, ou ainda; *iii*) como ressarcimento às agências dos custos incorridos para tratamento dos efluentes nas estações sob sua responsabilidade, que é o caso do sistema holandês. Ou seja, a cobrança é aplicada, não como um instrumento econômico em sua plenitude, mas como um instrumento arrecadador.

A capacidade da cobrança de induzir, de forma isolada, uma mudança de comportamento do usuário é limitada. Em geral, a cobrança não onera, de forma expressiva, as tarifas de água, por exemplo, não representando um estímulo real à redução do consumo. Nos países europeus analisados, a cobrança por captação varia entre US\$0,01 a US\$0,05/m³, podendo, no limite, para fontes subterrâneas na Holanda e parte da Alemanha, atingir US\$0,18/m³. Estes valores representam entre 1 a 10% das tarifas de água praticadas naqueles países. No setor doméstico, as análises demonstraram que nos países mais ricos, o uso doméstico só se reduz substancialmente quando as tarifas de água e esgoto saem de US\$1 a 2/m³ para US\$3 a 4/m³. Ou seja, supondo-se que, mesmo que a cobrança por captação seja totalmente repassada para as tarifas, os aumentos introduzidos nestas de até 10%, tendem a não sensibilizar o consumidor doméstico. Para o setor industrial que se abastece na rede pública, uma tendência francamente minoritária na maioria dos países do mundo, pode valer o mesmo raciocínio, já que estes pagam tarifas que variam entre US\$0,3 a US\$1,5/m³ (OCDE, 1999b). Porém, a análise é mais difícil para a parcela do setor que faz captação direta, porque não se conhece o impacto da cobrança pelo uso da água nos custos de produção. Registra-se, no setor industrial uma preponderância da captações diretas sobre o abastecimento a partir dos sistemas públicos. Uma exceção é a Coreia, onde cerca de 85% do abastecimento industrial é feito pela rede pública, a qual oferece água com diversos padrões de qualidade com tarifas entre US\$0,15 a US\$0,25/m³ (OCDE,

1999b). Estes podem ser tomados como valores indicativos de tarifas que tornam o abastecimento público mais atrativo que a captação direta. Para custos de abastecimento desta magnitude, a cobrança por captação, entre US\$0,01 a US\$0,05/m³, já começa a pesar sobre o comportamento, tendendo a levar este tipo de usuário a tomar medidas de redução. De qualquer forma, este tipo de usuário tende a ser mais sensível à cobrança, sendo induzido a reduzir, pelo menos, aqueles desperdícios que não impliquem em investimentos elevados, tais como reuso e recirculação.

Da mesma forma que a cobrança por captação, a cobrança por poluição por si só também não seria suficiente para induzir níveis elevados de tratamento de efluentes, já que, nos países analisados, os valores cobrados, entre US\$0,5 a US\$1,3/kg, são baixos comparativamente aos custos de remoção - até US\$2,8/kg para níveis de remoção de até 80%, podendo alcançar US\$4,7/kg para níveis de remoção até 95%, no setor industrial. No setor doméstico, os custos de remoção de carga orgânica ficam em torno de US\$0,9/kg para níveis de remoção até 90%, sem incluir os custos de coleta. Considerando-se um custo médio para a coleta como sendo o dobro dos custos de tratamento, chega-se a um custo final de remoção da carga orgânica de origem doméstica de até US\$2,7/kg de DQO. Este valor é bem mais elevado que os valores cobrados por lançamento. Acrescente-se a isso, o fato de que a decisão sobre poluir ou tratar não é tomada por quem paga a conta, o usuário final, mas sim pelo prestador do serviço, que pode optar por apenas repassar para as tarifas o valor da cobrança por poluição. Cabe observar que, para contornar este problema, o sistema francês prevê a devolução (“prime”) relativa à carga poluente removida às empresas de saneamento, que não necessariamente precisam repassar estes descontos para as tarifas. Este procedimento representa um estímulo ao tratamento, mas isto tem dado origem a questionamentos por parte de setores do governo.

Paradoxalmente, apesar de se ter observado que os níveis de cobrança estabelecidos são baixos em relação aos custos de redução do uso, nas experiências analisadas, tem ocorrido, de fato, uma indução a um uso mais racional e sustentável dos recursos hídricos. Isto se deve a vários fatores, tais como:

- i) Os investimentos em redução do uso da água podem ter outros efeitos colaterais não captados pelas análises, os quais aumentam a relação benefício-custo dos mesmos em relação à cobrança. Um mesmo processo de tratamento, por exemplo, remove diversas substâncias poluentes, que de outra forma, poderiam

também ser cobradas pela carga total. Outro efeito positivo não quantificável seria a melhoria da imagem pública da empresa;

- ii)* A aplicação dos recursos financeiros gerados pela cobrança nos próprios sistemas de gestão, fato registrado em praticamente todos os países analisados e determinado na lei brasileira, e que diferencia substancialmente a cobrança de um imposto, propicia a organização do sistema de gestão para fins de planejamento, gerenciamento e fiscalização dos usos, o que leva os usuários, o poder público e parcelas da sociedade civil interessada para um processo de negociação. Com isso, vêm a luz os problemas que afetam os recursos hídricos e suas respectivas causas e soluções, passando-se a coibir os usos não racionais ou mesmo a induzir usos racionais. Na bacia do Paraíba do Sul, por exemplo, até a apresentação da proposta de cobrança na bacia, a participação nas reuniões das Câmaras Técnicas era fraca, registrando-se um baixo nível de mobilização. Mas quando se iniciaram as negociações finais para aprovação da cobrança, as reuniões, com frequência quase mensal, passaram a contar com a participação maciça dos seus membros;
- iii)* Quando aplicada em níveis mais elevados, a cobrança consegue gerar excedentes financeiros que permitem oferecer aos usuários recursos subsidiados para investimento em ações de controle dos usos mais impactantes – controle da poluição, melhoria da eficiência dos sistemas de abastecimento e de irrigação, entre outros. Estes subsídios, na forma de empréstimos a juros baixos ou mesmo doações, reduzem os custos de redução do uso incorridos pelos usuários, tornando o investimento mais atrativo;
- iv)* Um aspecto comum a todos os sistemas de gestão é a implementação gradativa da cobrança de forma a amortecer o impacto econômico sobre os usuários. Este fator é considerado essencial para melhor aceitação do instrumento. Aliado a isto, alguns sistemas previam ainda, por exemplo, descontos substanciais durante a fase de implantação dos sistemas de tratamento de efluentes. A expectativa de aumentos futuros e a atratividade destes descontos são fatores indutores considerados importantes pelo usuário que levam à adoção de medidas de redução do uso qualitativo e quantitativo.

Pelas análises feitas, ainda que a de cobrança seja delineada para apenas cobrir os custos administrativos e de monitoramento, e desde que consiga gerar receitas suficientes para

cobrir os custos parciais de transação derivados dos custos de implantação do próprio sistema de gestão⁴⁴, pode ser encarada como um instrumento de gestão com forte poder de mobilização e de indução de uso mais racional. A cobrança é também um instrumento fiscal mais transparente, onde, pelo menos, os custos incorridos pelo poder público para fazer funcionar o sistema, podem ser quantificados e arcados diretamente pelos usuários, sem se diluir na massa dos recursos fiscais.

Se a sua aplicação se justifica em países desenvolvidos e organizados como o Reino Unido, França e Alemanha, mais justificada estará a sua aplicação em países pobres e mais desorganizados como o Brasil, onde a capacidade de manter um sistema de comando e controle eficiente é extremamente baixa. Há indícios, inclusive, de que os sistemas públicos voltados exclusivamente para a gestão os recursos hídricos tendem a apresentar custos menores que os sistemas de gestão ambiental que aplicam exclusivamente instrumentos de comando e controle. O sistema de gestão ambiental americano despendia, em 1993, o equivalente a US\$6/habitante.ano, em regulação e vigilância dos recursos hídricos. Na Inglaterra e País de Gales, o sistema de gestão voltado exclusivamente para regulação e monitoramento, custava aos usuários cerca de US\$1,5/habitante.ano.

No contexto brasileiro, a implantação da cobrança deverá dar sustentabilidade econômico-financeira ao sistema gestão de recursos hídricos e ainda alavancar recursos para investimento em ações que levem à redução da poluição e proteção dos recursos hídricos. Infelizmente, as limitações de renda da população indicam a impossibilidade de se estabelecer níveis elevados de cobrança pelo uso da água, tal como ocorre na França, por exemplo, onde a arrecadação atinge US\$30/habitante.ano, em valores médios. Os valores até agora praticados ou aprovados, na ainda parca experiência brasileira, confirmam esta expectativa. A cobrança no Ceará gera uma receita equivalente a US\$0,6/habitante.ano, e os valores aprovados para a Bacia do Paraíba do Sul levam a uma arrecadação inicial de cerca de US\$1,3/habitante.ano. A cobrança proposta para o estado de São Paulo, que equivaleria a cerca de US\$5/habitante.ano, está encontrando grandes resistências para sua aprovação.

Estas limitações de arrecadação recomendam extrema cautela na estruturação e dimensionamento dos organismos de gestão, a fim de evitar que os custos

⁴⁴ Os custos “privados” de transação (custos das empresas e outros interessados) podem ser cobertos pelas próprias entidades, não necessitando serem repassados diretamente para a cobrança.

administrativos diretos e indiretos venham comprometer a efetividade e a eficiência financeira da cobrança. Deve-se considerar também que o sistema deverá ser fortemente subsidiado na sua fase inicial, fato registrado em outros países que implantaram a cobrança, o que se deve ao gradualismo que deve acompanhar a implantação da mesma.

No Brasil, um dos principais fatores de degradação dos recursos hídricos é a poluição oriunda dos efluentes urbanos sem tratamento e a capacidade da cobrança pelo uso da água de reverter este quadro tende também a ser limitada. As simulações feitas neste trabalho, permitem estimar uma arrecadação da cobrança a médio prazo da ordem de US\$340 milhões/ano, podendo atingir cerca de US\$630 milhões/ano a longo prazo. O governo brasileiro prevê a necessidade de investimentos da ordem de R\$44 bilhões, até 2010, para universalização dos serviços de água e esgotos, sendo que R\$30 bilhões somente em coleta e tratamento de efluentes. Ou seja, os recursos da cobrança, ainda que aplicados integralmente em coleta e tratamento de efluentes, representariam cerca de 10% das necessidades de investimento a médio prazo.

Além disso, os baixos níveis de renda da população tendem também a limitar as possibilidades de repasse, dos custos de coleta e tratamento dos efluentes, para as tarifas de saneamento. As análises indicaram que o comprometimento de renda com a conta de água e esgoto no Brasil já representa cerca de 1% da renda, considerando-se as tarifas e os níveis de atendimento atuais, podendo chegar a 2% se toda a população pagasse efetivamente por serviços de água e esgoto, mas mantendo-se os níveis tarifários atuais. Considerando-se que, nos países da OCDE, o comprometimento de renda com a conta de água e esgoto varia entre 0,3 a 0,8% da renda, os percentuais brasileiros já são extremamente elevados para permitir um amplo repasse dos custos de investimento para as tarifas.

Desta forma, a reestruturação do setor de saneamento, visando a maior eficiência na prestação dos serviços, deve ser acompanhada pela abertura de novas fontes de financiamento de baixo custo e de subsídios para o setor, de forma a permitir a ampliação dos serviços sem aumentos insuportáveis de tarifas.

Por último, a implantação do sistema de gestão dos recursos hídricos, tendo como unidade de gestão a bacia hidrográfica, demanda um rearranjo das responsabilidades e poderes dos três entes federados: a União, os estados e os municípios. É preciso que os instrumentos de gestão – outorga, fiscalização, cobrança, planos e sistemas de informações – sejam, o mais possível, operados no âmbito da bacia hidrográfica, pela

agência de bacia, de acordo com as decisões do comitê. Este modelo de gestão exige que a descentralização não seja feita em mão única, da União para o Estado, ou deste para o município, mas sim como uma renúncia por parte destes entes em favor do comitê/agência, retendo-se, em cada instância, com respeito àqueles instrumentos, apenas a parcela de responsabilidade que sejam de fato intransferíveis.

Bibliografia

- AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE, 2000, *Rapport d'activité*. DDB & Co.
- ALBRECHT, D., 2000, *Comunicação pessoal*. Alemanha.
- ATV – GERMAN ASSOCIATION FOR THE ENVIRONMENT, 1999, *ATV Year Book 1999-2001*. Hennef.
- BALTAR, L. A. A., 1997, “A Participação da Iniciativa Privada no Setor de Saneamento Básico no Brasil”. In: *Relatório do Seminário Internacional: Gestão de Recursos Hídricos e de Saneamento – A Experiência Alemã*, Rio de Janeiro, Out.
- BARRAQUÉ, B.; BERLAND, J.M., CAMBON, S., 1998, “Country Reports: France”. In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 1*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 85 - 182.
- BARRAQUÉ, B.; BERLAND, J.M., FLORET-MIGUET, E., 1998, “Select Emerging Issues in Water Quality Control Policies”. In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 2*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 223 - 260.
- BARTH, F.T. 2000, “A Cobrança como suporte financeiro à política estadual de recursos hídricos”. In: A. C. Mendes Thame (Org.) *A Cobrança pelo Uso da Água*. IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, São Paulo, pp. 135 – 152.
- BETLEM, I. 1998, “Relationships Between Water Policy and Environmental Policies” In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 2*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 143 - 180.
- BUCKLAND, J., ZABEL, T. 1998, “Economic and Financial Aspects of Water Management Policies”. In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 2*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 261 - 352.
- COGERH, 2001, *Modelo de Custos para o Sistema Integrado de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza*. Relatório Final.
- COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA, *Projeto Rio Doce - Relatório Final*, DNAEE, Brasil.
- COOPERAÇÃO BRASIL-FRANÇA, 1994, *Projeto Paraíba do Sul - Relatório Principal da Fase B*, Rio de Janeiro, Brasil.

- CORREIA, F. N., REES, Y., NEVES, E. B., et al., 1998, "Overview of Water Availability, Uses and Institutions". In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe I*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 7 – 81.
- ECKENFELDER JR, W. W., 2000, *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill.
- FEEMA, 1998, *Cadastro de Atividades Poluidoras e Potencialmente Poluidoras do Estado do Rio de Janeiro*.
- FEEMA/DIAG, *Avaliação dos níveis de benzo-a-pireno nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu - Período 1990-1996*.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS – FIPE, 1997, *Estudo do Princípio Usuário - Pagador na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul*. Relatório Final.
- FORMIGA, R., 2002, *Comunicação Pessoal*.
- FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS, 1998, *Plano Nacional de Recursos Hídricos*.
www.aneel.gov.br.
- GOLDENSTEIN, S., 2000, "A Cobrança como Instrumento de Gestão Ambiental". In: A. C. Mendes Thame (Org.) *A Cobrança pelo Uso da Água*. IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, São Paulo, pp. 165 – 178.
- GONZÁLEZ, M. B., 1999, *El uso de instrumentos económicos en la política de medio ambiente*, 1 ed. Madrid, CES.
- HAMPTON, C., 1997, *An Enemy of the People*. 1 ed. Chatam, Faber and Faber.
- HÖTTE, M., VAN DER VLIES, J., HAFKAMP, W., 1995, "Levy on Surface Water in The Netherlands". In: R. Gale, S. Barg, A. Gillies (Ed), *Green Budget Reform*. Earthscan Publications, pp. 220 - 230.
- JANTZEN, J., 1992, *Cost-Effective Pollution Control in Brazil*. Draft Report. The World Bank.
- KELMAN, J., 2000, "Outorga e Cobrança de Recursos Hídricos". In: A. C. Mendes Thame (Org.) *A Cobrança pelo Uso da Água*. IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, São Paulo, pp. 93 – 114.
- KIELY, G., 1998, *Environmental Engineering*, 1 Ed. Boston, McGraw-Hill International Editions.

- KRAEMER, A., JÄGER, F. 1998, “Country reports: Germany”. In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 1*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 183-325
- KRAEMER, A., PIOTROWSKI, R., 1998, “Drinking Water Prices in Europe”. UTA Internacional 3/98.
- KRAEMER, A., 1995, *The effectiveness and efficiency of water effluent charge systems: case study on Germany*. ENV/EPOC/GEEI(95)12, OCDE, Paris.
- KRAEMER, A., 1995, “Water Resources Taxes in Germany”. In: R. Gale, S. Barg, A. Gillies (Ed), *Green Budget Reform*. Earthscan Publications, pp. 231 – 241.
- LOBATO. F., BALTAR, A., ARAÚJO, R. G. et al, 2002, *Elements for a Brazilian WaterResources Management Strategy*, Draft Report.
- LOHAUS, J. (2000), *Comunicação pessoal*, ATV- DWK, Alemanha.
- MACEDO, H. P., 2000, “A Experiência do Estado do Ceará”. In: A. C. Mendes Thame (Org.) *A Cobrança pelo Uso da Água*. IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, São Paulo, pp. 29 – 34.
- MENDES, F., 1994, *Uma Avaliação dos Custos de Controle da Poluição Hídrica de Origem Industrial no Brasil*. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MENESCAL, R. A., VIANA F. L., FIGUEIREDO, N. N., 2002, “Gestão dos Recursos Hídricos e a Garantia do Abastecimento Humano de Grandes Aglomerados Urbanos no Semi-Árido – O Caso de Fortaleza”. Artigo submetido a aprovação para publicação na *Revista da ABRH – Especial Semi-Árido*.
- MENESCAL, 2002, *Comunicação Pessoal*.
- METCALF & EDDY, 1995, *Wastewater Engineering*, 3Ed, New York, Tata McGraw-Hill.
- OCDE, 1993, *Pollution Abatement and Control Expenditure in OECD Countries*, OCDE/ GD(93)91
- OCDE, 1994, *La Fiscalidad y El Medio Ambiente - Políticas Complementarias*, Madrid, Ediciones Mundi-Prensa.
- OCDE, 1996, *Análisis del desempeño Ambiental – Estados Unidos*. OCDE, Paris.

- OCDE, 1998, *Water Management Performance and Challenges in OECD Countries*. OCDE, Paris.
- OCDE, 1999a, *Household Water Pricing in OECD Countries*. ENV/EPOC/GEEI(98)12 /FINAL. OCDE, Paris
- OCDE, 1999b, *Industrial Water Pricing in OECD Countries*. ENV/EPOC/GEEI(98)10 /FINAL. OCDE, Paris.
- PALOMARES, A.G., 1995, “Análisis económico de la contaminación de aguas en América Latina: El Caso de México”. In: J. A. Quiroz (Ed) *Análisis Económico de la Contaminación de Aguas en América Latina*. CINDE, Santiago, Chile, pp. 27 - 103.
- SERLA/ COPPE /MPO / PNUD, 1998, *Programa de Recuperação da Qualidade Ambiental da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Relatórios de Modelagem da Qualidade da água e de Controle da Poluição Industrial*.
- PROAGUA, 2001, *Cobrança pelo Uso da Água Bruta: Experiências Europeias e Propostas Brasileiras*. COPPE/UFRJ, GPS – RE – 011 – R0, Rio de Janeiro.
- PROSAM, 1996, *Estudo sobre o Controle da Poluição Industrial - Programa de Saneamento Ambiental das Bacias dos Ribeirões Arrudas e Onça*.
- REES, I., ZABEL, T., 1998. “Regulation and Enforcement of Discharges to Water”. In: F. N. Correa (Ed) *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 2*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 181 - 222.
- REES, I., ZABEL, T., 2000. “Institucional Framework for Water Management in the United Kingdom”. In: G. V. Canali, F. N. Correa, F. Lobato, E. S. Machado (Ed) *Water Resources Management Brazilian and European Trends and Approaches*. ABRH, Porto Alegre, pp. 155 - 164.
- RODRIGUES, R., 1999, *Modelo de qualidade das águas RMI – Modelo matemático proposto para auxílio nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água*. Tese M.Sc., USP, São Paulo, SP, Brasil.
- SEROA DA MOTA, R., 1995, “Análisis económico de la contaminación de aguas en América Latina: El Caso de Brasil”. In: J. A. Quiroz (Ed) *Análisis Económico de la Contaminación de Aguas en América Latina*. CINDE, Santiago, Chile, pp. 299 - 379.

- SEROA DA MOTA, R., 1995. “Estimativas de depreciação do capital natural no Brasil”. In: P. May (Ed), *Economia Ecológica*, Editora Campus, pp. 21 – 46.
- SEROA DA MOTA, R., RUITENBEEK, J., HUBER, R., 1996, *Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações*. Texto para discussão nº 440, IPEA.
- SEROA DA MOTA, R., 1998, *Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil*.
- SOMLYÓY, L., SHANAHAN, P., 1998, *Municipal Wastewater Treatment in Central and Eastern Europe*. The World Bank, Washington, D.C.
- THAME, A. C. M., 2000, “Fundamentos e Antecedentes”. In: A. C. Mendes Thame (Org.) *A Cobrança pelo Uso da Água*. IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, São Paulo, pp. 11 – 18.
- TOLMASQUIM, M., 2001, “Perspectivas do Uso de Instrumentos Fiscais para a Proteção do Meio Ambiente no Brasil”. In: A. Magrini, M. A. dos Santos (Ed), *Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas*, COPPE/UFRJ, pp. 237 – 242.
- TUCCI, C. E. M., ESPAÑOL, I., CORDEIRO NETO, O. M., 2001, *Gestão da Água no Brasil*. UNESCO, Brasília.
- TUDDENHAM, M., 1995, “The System of Water Taxes in France”. In: R. Gale, S. Barg, A. Gillies (Ed), *Green Budget Reform*. Earthscan Publications, pp. 201- 219.
- VELTWISCH, D., 1997, “Política Ambiental e Saneamento Básico na Alemanha”. In: *Relatório do Seminário Internacional: Gestão de Recursos Hídricos e de Saneamento – A Experiência Alemã*, Rio de Janeiro, Out.
- VON SPERLING, M., 1998, “Análise dos Padrões Brasileiros de Qualidade de Corpos d’Água e de Lançamento de Efluentes Líquidos”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol. 3 n.1, 1998, pp. 111 – 132.

ANEXO 1

Tabela A.1.1: Padrões de lançamento de efluentes estaduais e da legislação nacional (CONAMA nº 20)

Parâmetro	Unidade	Brasil CONAMA	Goiás	Rio Grande do Sul	Rio de Janeiro	São Paulo	Minas Gerais
Cor	mg/l	-	-	ausente	ausente	-	-
Odor	-	-	-	livre	-	-	-
Óleo e graxas (minerais)	mg/l	20	-	10	20	20	20
Óleo e graxas (veg/anim)	mg/l	50	-	30	30	50	50
PH	mg/l	5 a 9	5 a 9	6 a 8,5	5 a 9	5 a 9	6 a 9
DBO ₅	mg/l	-	60	variável	variável	60	60
DQO	mg/l	-	-	-	-	-	90
Sólido em suspensão	mg/l	-	-	-	-	-	60
Substâncias potencialmente prejudiciais							
Alumínio	mg/Al/l	-	-	10	3	-	-
Arsênio	mg/As/l	0,5	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
Cádmio	mgCd/l	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Chumbo	mgPb/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,1
Cobalto	mgCo/l	-	-	0,5	-	-	-
Cobre	mgCu/l	1,0	1,0	0,5	0,5	1,0	0,5
Cromo VI	mgCr/l	0,5	0,1	0,1	-	0,1	1,0
Cromo III	mgCr/l	2,0	-	-	-	-	1,0
Cromo total	mgCr/l	-	5,0	0,5	0,5	5,0	-
Índice de fenóis	mgC ₆ H ₅ OH/l	0,5	0,5	0,1	0,2	0,5	0,2
Ferro solúvel	mgFe/l	15,0	15,0	10,0	15,0	15,0	10,0
Fósforo total	mgP/l	-	-	1,0	-	-	-
Metais tóxicos totais	mg/l	-	-	-	-	-	3,0
Molibdênio	mg/Mo/l	-	-	0,5	-	-	-
Níquel	mgNi/l	2,0	2,0	1,0	1,0	2,0	1,0
Nitrogênio Total	mgN/l	-	-	10,0	-	-	-
Prata	mg/Ag/l	0,1	0,02	0,1	0,1	0,02	0,1
Selênio	mgSe/l	0,05	0,02	0,05	0,05	0,02	0,02
Sulfetos	mgS/l	1,0	1,0	0,2	1,0	1,0	0,5
Surfactantes	mg/l	-	-	2,0	-	-	2,0
Vanádio	mgV/l	-	-	1,0	4,0	-	-
Zinco	mgZn/l	5,0	5,0	1,0	1,0	5,0	5,0
Substância orgânicas, pesticidas e outros ⁽¹⁾	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: FORTES E CUNHA (1994), Junqueira (1996) in SPERLING (1998)

Nota: ⁽¹⁾ Consultar o padrão.

Tabela A.1.2: Padrões para efluentes na Alemanha

	TIPOLOGIA INDUSTRIAL	DQO	DBO	NH4-N	Ntot	Ptot	Tox. Peixes	AOX	Cd	Pb	Cu
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Gf	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	ETE's										
	a) Classe 1 (< 60kg/d DBO bruto)	150	40								
	b) Classe 2 (60-300kg/d DBO bruto)	110	25								
	c) Classe 3 (>300-600kg/d DBO bruto)	90	20	10							
	d) Classe 4 (>600-6000kg/d DBO bruto)	90	20	10	18	2					
	e) Classe 5 (> 6000kg/d DBO bruto)	75	15	10	18	1					
3	Laticínio	110	25	10		2					
4	Fabricação de óleos de grão	200									
5	Fabricação de produtos de frutas ou legumes	110	25	10	18	2					
6	Fabricação de refrigerantes	110	25			2					
7	Pescado	110	25	10	25	2					
8	Produtos de batata	150	25	10	18	2					
9	Fabricação de resinas	120	20				2	1	0,1	0,5	0,5
10	Carne	110	25	10	18	2					
11	Fabricação de cerveja	110	25	10	18	2					
12	Fabricação de álcool e bebidas alcóolicas	110	25	10	18	2					
13	Fabricação de placas de compensados	1 kg/t	0.2 kg/t				2	0.3 g/t			
14	Fabricação de ração animal (forragem)	110	25			2					
15	Fabricação de Gelatina	110	25	10	30	2					
16	Preparação de carvão mineral	100									
17	Fabricação de produtos cerâmicos (minuta 1999)	80				1,5		0,1	0,07	0,3	0,1
18	Fabricação de açúcar	200	25	10	30	2					
19A	Indústria de celulose	70 kg/t	5 kg/t				2	1 kg/t			
19B	Indústria de papel e papelão	3 kg/t	1 kg/t		10	2		0.04 kg/t			
20	Farinha de carne	150	25		50			0.1			
21	Indústria de malte	110	25								
22	Industria química	75			50	2	2	0.3-8 ou 2-80g/t	0.2/0.005	0.5/0.05	0.5/1
	a) esgoto bruto DQO>50.000 mg/l	2500									
	b) esgoto bruto DQO>750 mg/l	redução 90%									
	c) esgoto bruto DQO<750 mg/l	75									

Fonte: LOHAUS (2000)

Tabela A.1.2 : Padrões para efluentes na Alemanha - continuação

	TIPOLOGIA INDUSTRIAL	DQO	DBO	NH ₄ -N	Ntot	Ptot	Tox. Peixes	AOX	Cd	Pb	Cu
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Gf	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
24A	Indústria siderúrgica										
	a) Ferro bruto e escória	100 ou 15g/t					6			1 ou 0.15 g/t	0.6 ou 0.09 g/t
	b) metalurgia secundária	50					2			0,5	
	c) fundicao e transformacao	40					2				
	d) fabricacao de tubos	200					2				
	e) fabricacao a frio de tubos, perfis, aco polido, arame	300					2	6			
	f) acabamento superficial de aco	300					2	6	1	0,5	0,5
25	Indústria de couros e peles	250	25	10			2 a 4	0,5			
26	Pedra e terra										
	a) Fabricacao de calcáreo	150									
	b) Fábrica de cimento	80						0.1			
29	Aquicultura	30	10								
30	Fabricacao de soda	1.4kg/t		0.9kg/t				32	0.8g/t	15g/t	10g/t
37	Fabricacao de pigmentos inorganicos										
	a) pigmento de chumbo e zinco	100					2			0.04 kg/t	
	b) pigmento de cadmio	150					2		0.15kg/t		
	c) pigmentos de sulfito de zinco e sulfato de bário	100					2		0.01		
	d) silicato	0.6 kg/t					2				
	e) pigmento de oxido de ferro	4kg/t		10			2				
	f) pigmento de oxido de cromo	70					2				
38	Indústria textil e acabamento (minuta 1999)	160	25	10	20	2	2	0.5			0.5
39	Fabricacao de metais nao ferrosos										
	a) fabricacao e fundicao de nao ferrosos Pb, Cu, Zn	1.5kg/t					4	1	0.2 ou 3g/t	0.5 ou 15g/t	0.5 10g/t
	b) fabricacao de oxido de aluminio	0.5kg/t									
	c) fundicao de Al	0.3kg/t									
	d) moldagem Al	0.5kg/t									

Fonte: LOHAUS (2000)

Tabela A.1.2 : Padrões para efluentes na Alemanha -continuação

	TIPOLOGIA INDUSTRIAL	DQO	DBO	NH ₄ -N	Ntot	Ptot	Tox. Peixes	AOX	Cd	Pb	Cu
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Gf	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
40	Acabamento de metais										
	a) galvanizacao	400		100		2	2 a 6	1	0.2 ou 0.3kg/t	0.5	0.5
	b) Decapagem	100		30		2	4	1			0.5
	c) anodizacao	100				2	2	1			
	d) zincagem	200		30		2	6	1	0.1	0.5	
	e) tempera	400		50		2	6	1			
	f) trefilacao	600		50		2	6	1		0.5	0.5
	g) fabricacao de baterias	200		50		2	6	1	0.1/0.2 ou 1.5kg/t	0.5	0.5
	h) esmaltagem	100		20		2	4	1	0.2	0.5	0.5
	i) oficina mecanica	400		30		2	6	1	0.2	0.5	0.5
	j) afiacao	400				2	6	1			0.5
	k) laqueamento	300				2	6	1	0.2	0.5	0.5
41	fabricacao e acabamento de vidro e fibras sinteticas	130							0.1	0.5 ou 50/250 g/t	0.5 ou 6mg/m ²
42	eletrolise alcalis	50					2	2.5			
43	Fabricacao de fibras sinteticas, folhas e tecidos de viscose e fibras de acetato de celulose										
	a) Viscose filamentos/fios	20kg/t	25		10	2	2	40g/t			
	b) tecidos a base de viscose	20kg/t	25		50	2	2	30g/t			
	c) la de vidro	50kg/t	25		10	2	2	30g/t			
	d) fibra de acetato de celulose	2kg/t	25		10	2	2	8g/t			7g/t
44	Fabricacao de adubo mineral e potássio										
	a) adubos nitrogenados	2kg/t		4kg/t							
	b) adubos fosfatados, ácido fosfórico	3kg/t							0.5/1g/t		
45	Refinação de petróleo	80 a100	25		40	1,5			0.1 ou 0.5		
48	Manipulação controlada de substâncias perigosas										
48.1	Exigencia para cádmio										
	a) Fabricacao de compostos de Cádmio								0.5kg/t		
	b)Fabricacao de pigmentos								0.15kg/t		
	c)Fabricacao de estabilizadores								0.5kg/t		
48.2	Exigencia para dióxido de titanio (minuta 1999)						2		0.2 ou 2g/t	0.005 ou 0.03kg/t	0.01 ou 0.02kg/t
49	Efluentes de óleo mineral (minuta 1999)	150	40								
51	Depósito de sucata a ceu aberto	200	20		70	3	2	0.5	0.1	0.5	0.5
53	Laboratórios fotográficos							0.5	0.5		
55	Lavanderia	100	25		20	2		2	0.1	0.5	0.5
56	Tipografias	160	25		50	2	4	1	0.1	1	1

Fonte: LOHAUS (2000)