



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

MARIA CLARA DE OLIVEIRA LEITE

**REGULAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA:
ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS MODELOS BRASILEIRO,
NORTE-AMERICANO E INGLÊS**

VITÓRIA/ES

2016

MARIA CLARA DE OLIVEIRA LEITE

**REGULAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA:
ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS MODELOS BRASILEIRO,
NORTE-AMERICANO E INGLÊS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Orientador: Prof. Dr. Ednilson Silva Felipe.

VITÓRIA/ES

2016

FICHA CATALOGRÁFICA

MARIA CLARA DE OLIVEIRA LEITE

**REGULAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: ANÁLISE
COMPARATIVA ENTRE OS MODELOS BRASILEIRO, NORTE-AMERICANO E
INGLÊS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em _____ de _____ de _____.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. DSc Ricardo Franci Gonçalves

Examinador Interno – PPGES/UFES

Prof. DSc Mônica Pertel

Examinadora Externa –PEA/UFRJ

Prof. DSc Ednilson Silva Felipe

Orientador – PPGES/UFES

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Maria Eli e Ricardo, que me apoiaram ao longo de todo o mestrado. Queridos pais, não só minha arte eu devo a vocês, mas também minha ciência. Ainda no núcleo familiar, agradeço aos meus irmãos, Mariana e Augusto, e à Creuzinha. Agradeço aos demais membros da família, em especial à vovó Tuta, por compreender minha ausência nos últimos tempos, e à tia Penha, sempre presente, embora distante geograficamente.

Ao Pedro e seus familiares, pela sabedoria compartilhada, pela compreensão e pelo companheirismo. Aos amigos, especialmente às Luízas do meu coração, ao Davi, ao Tiago, à Aline e ao Vitor, pelos conselhos, pelos abraços e pela amizade de tantos anos, inclusive nesses últimos do mestrado.

Aos colegas de mestrado e às amigas, em especial à Ludimila, com quem muito aprendi e por quem fui confortada muitas vezes, à Fernandinha e ao Gustavo, pessoas também especiais.

Aos membros da banca. À examinadora externa, Profa. Dra. Mônica Pertel, por ter aceitado o convite; ao prof. Dr. Ricardo Franci, pela sabedoria compartilhada e por todos os ensinamentos no decorrer do mestrado; e ao meu orientador, prof. Dr. Ednilson Felipe, pela confiança depositada desde o início e por ter, de fato, orientado-me. Agradeço também aos demais professores do programa, por terem participado da minha formação. Por fim, àqueles que, de alguma forma, contribuíram para que este estudo fosse concretizado e para este importante momento da minha vida profissional.

“Existe uma conexão pouco entendida entre escolhas éticas que parecem muito pequenas em escala e aquelas cujas consequências aparentes são muito grandes, e que um esforço consciente para aderir a esses princípios em todas as nossas escolhas – mesmo que pequenas – é uma opção a favor da justiça no mundo. Tanto em nossas vidas pessoais quanto nas nossas decisões políticas, temos que atentar para a ética, resistir à distração, sermos honestos uns com os outros e aceitar a responsabilidade pelos nossos atos – sejam eles individuais ou coletivos. Podemos acreditar no futuro e trabalhar para atingi-lo e preservá-lo ou podemos andar cegamente em círculos, comportando-nos como se um dia não fossem mais existir crianças para herdar nosso legado. A escolha é nossa; a Terra está em jogo.”

Al Gore

RESUMO

Analisa a regulação brasileira, no que se refere ao abastecimento de água, em comparação com os modelos regulatórios inglês e norte-americano. Levanta o arcabouço institucional referente a tais regulações, a partir da década de 1970 em diante; estabelece parâmetros comparativos entre os instrumentos regulatórios brasileiros e os dos países selecionados; apresenta as diferenças e similaridades entre os modelos comparados, com foco no brasileiro, por meio de pesquisas bibliográficas e análise teórica, que inclui dados secundários de diversos documentos nacionais e internacionais. O recorte temporal retrata o desenvolvimento das principais instituições do setor nesses países. A estrutura regulatória do setor, na Inglaterra, é centralizada e bipartite, com a separação funcional entre os órgãos reguladores econômico e ambiental, ao passo que as estruturas norte-americana e brasileira são institucionalmente pluralistas, com responsabilidades repartidas entre órgãos de âmbitos federativos distintos e participação de diversos intervenientes. Estas características estão relacionadas à forma de provisão dos serviços, às questões históricas pelas quais passou o setor nesses países e, inclusive, às decisões dos principais agentes, acumuladas ao longo do tempo. Em perspectiva histórica, a obstrução da política setorial não é exclusiva do Brasil. A regulação passa por ciclos e a credibilidade dos órgãos reguladores é fator essencial quanto ao sucesso de um ciclo. A trajetória e a independência dos órgãos são fundamentais na resolução de conflitos sem que haja favorecimento de determinado grupo de interesse. Uma das principais razões para as distinções regulatórias entre Estados Unidos e Inglaterra é a credibilidade de seus órgãos reguladores no decorrer da história. Já a experiência regulatória brasileira é recente. A criação de agências reguladoras do setor, no Brasil, deu-se a partir da década de 1990 e, nos anos 2000, intensificou-se. A trajetória incipiente desses órgãos dificulta afirmar se as limitações regulatórias brasileiras se relacionam, principalmente, ao insuficiente desenvolvimento das agências ou ao nível de credibilidade que possuem para exercício da regulação. Neste sentido, pode-se apreender com ambas as experiências, a depender do aspecto considerado.

Palavras-chave: Brasil. Estados Unidos. Inglaterra. Modelos regulatórios. Abastecimento de água.

ABSTRACT

It analyzes the water supply's regulation in Brazil, comparing it with the English and North American regulatory models. It raises the institutional framework, from the 1970's onwards, relating to such regulations. It establishes comparative parameters between Brazilian and the selected countries regulatory instruments; It presents the differences and similarities between the compared models, focusing on Brazil, through bibliographic research and theoretical analysis, which includes secondary data from sundrey national and international documents. The time frame illustrates the main institution's development on this sector, in these countries. The sector's regulatory structure, in England, is centralized and bipartite, with functional separation between the economic and environmental regulators, while the US and Brazilian structures are institutionally pluralistic, with responsibilities divided between different federation's levels and the participation of various stakeholders. These features are related to the services provision form, the historical issues that the industry in these countries passed through, and even to the decisions taken by key players, accumulated over time. In historical perspective, the obstruction of the sectoral policy is not unique to Brazil. The regulation goes through cycles and the credibility of regulators is an essential factor associated to the cycle's success. The organ's trajectory and independence are essential in conflict resolution without favoring the interests of a particular group. One of the main reasons for the regulatory distinctions between the United States and England is the credibility of its regulatory agencies throughout history. The Brazilian regulatory experience is recent. The creation of regulatory agencies, in the sector, in Brazil, took place from the 1990's, becoming more intense in 2000's. The incipient trajectory of these agencies hinders to affirm whether the Brazilian regulatory restrictions are related mainly to the insufficient development of the agencies or to the level of credibility they have to exercise regulation. In this sense, one can learn with both experiences, depending on the considered point.

Keywords: Brazil. Unites States. England. Regulatory models. Water supply.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Companhias estatutárias (water only companies) existentes à época da privatização	47
Figura 2 - Dez autoridades regionais de água (Regional Water Authorities).....	47
Figura 3 - Companhias inglesas e galesas de abastecimento e esgotamento e tarifas médias por elas praticadas para consumidores domésticos.....	52
Figura 4- Estrutura regulatória do setor na Inglaterra.	59
Figura 5 - Desverticalização do setor de abastecimento de água	70
Figura 6 - Estrutura regulatória do setor nos Estados Unidos	94
Figura 7 - Diferentes cenários quanto às políticas estaduais de gestão de perdas nos Estados Unidos.....	106
Figura 8 - Estrutura regulatória do setor no Brasil	135

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Contas médias de água de consumidores residenciais na Inglaterra e no País de Gales em períodos quinquenais (1999-2015).	57
Gráfico 2 - Histórico e perspectiva de evolução das contas de água para consumidores residenciais na Inglaterra e no País de Gales (1989 – 2049).....	58
Gráfico 3 - Mudança na conta média de água de consumidores residenciais devido a ganhos de eficiência.....	64
Gráfico 4 - Nível anual total de perdas por vazamento entre 1994-2004 (MI/d)	67
Gráfico 5 - Nível total de perdas por vazamento em 1994-95 e 2006-07 (MI/d).....	68
Gráfico 6 - Investimentos das companhias de abastecimento e esgotamento em P&D.	72
Gráfico 7 - Porcentagem da amostra que não atendeu às especificações por região 1991-2014	79
Gráfico 8 - Histórico das tarifas médias praticadas pelas companhias norte-americanas de saneamento entre 1988 – 2014 (em dólares) para consumidores residenciais	100
Gráfico 9 - Aumentos anuais das tarifas praticadas pelas companhias norte-americanas de saneamento entre 2004-2014 (em porcentagem).....	101
Gráfico 10 - Histórico de produção e distribuição de água pela PRASA entre 1945 e 2009 (em milhões de galões por dia).....	105
Gráfico 11 - Tendência de declínio de dispendios públicos e privados com P&D (entre 1972 - 1996).....	107
Gráfico 12 - Investimentos privados em P&D nos SUPs dos países selecionados (entre 2000 - 2003).....	108
Gráfico 13 - Patentes em processo de registro por oito países, relacionadas à coleta de água (entre 2000 e 2006).....	110
Gráfico 14 - Consumo médio diário de água (em litros per capita) e tarifas médias praticadas (em dólar, em 2013) por países selecionados	119
Gráfico 15 - Evolução da criação de agências reguladoras de saneamento básico no Brasil.	131
Gráfico 16 - Evolução da tarifa média e da despesa total dos prestadores de serviços entre 2004-2014 (por m ³)......	141
Gráfico 17 - Tarifa média e despesa total média dos prestadores de serviços em 2014, por estado	142
Gráfico 18 - Evolução do índice de perdas na distribuição entre 2004-2014.....	144
Gráfico 19 - Distribuição de classes do IQA (valores médios em 2013)	155
Gráfico 20 - Distribuição de classes do IQA (valores médios em 2011).	156
Gráfico 21 - Percentual de resultados em desconformidade (classe 2) nos anos de 2009, 2010 e 2011	157
Gráfico 22 - Percentual de resultados em desconformidade (classe 2) nos anos de 2009, 2010 e 2011	158

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Significado das classes de enquadramento por valor do ice.....	153
Quadro 2 – Significado das classes da qualidade da água por valor do iqa	155
Quadro 3 – Perspectiva comparativa dos modelos regulatórios.....	189

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
CONTEXTUALIZAÇÃO	12
OBJETIVOS	13
METODOLOGIA	14
JUSTIFICATIVA, LIMITAÇÕES E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	16
1. ASPECTOS CONCEITUAIS DA REGULAÇÃO DE MONOPÓLIOS NATURAIS E INDÚSTRIAS DE REDE	19
1.1. ECONOMIA DA REGULAÇÃO: JUSTIFICATIVAS PARA REGULAÇÃO	20
1.2. PRINCIPAIS DESAFIOS DA REGULAÇÃO	28
1.3. JUSTIFICATIVAS DA REGULAÇÃO DO SETOR DE ABASTECIMENTO	40
2. O MODELO REGULATÓRIO INGLÊS	44
2.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO INGLÊS	44
2.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA	53
2.3. MODELO DE TARIFAÇÃO	59
2.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA	66
2.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS	75
3. O MODELO REGULATÓRIO NORTE-AMERICANO	81
3.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO NORTE-AMERICANO	81
3.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA	87
3.3. MODELO DE TARIFAÇÃO	94
3.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA	102
3.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS	113
4. O MODELO REGULATÓRIO BRASILEIRO	121
4.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO BRASILEIRO	121
4.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA	129
4.3. MODELO DE TARIFAÇÃO	135
4.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA	143
4.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS	149
5. DISCUSSÃO COMPARATIVA E LIÇÕES PARA O BRASIL	163
5.1 ASPECTOS ESTRUTURAIS E HISTÓRICOS DA REGULAÇÃO NO SETOR	163
5.2 ASPECTOS TARIFÁRIOS E DE REGULAÇÃO ECONÔMICA	166
5.3. ASPECTOS TECNOLÓGICOS	169
5.4. ASPECTOS AMBIENTAIS	177
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	190
7. REFERÊNCIAS	194

INTRODUÇÃO

- CONTEXTUALIZAÇÃO

O saneamento básico integra um conjunto de serviços de utilidade pública indispensáveis à efetivação de direitos sociais à moradia adequada e à melhoria dos aspectos sanitários. O acesso seguro à água potável e a condições sanitárias adequadas constituem direitos básicos, fundamentais à sobrevivência e ao desenvolvimento humano. O déficit na prestação desses serviços é um fator de risco, que traz consequências graves em termos de saúde pública, ao permitir a incidência de infecções; a ocorrência de doenças como a diarreia, etc. Apesar disso, o abastecimento seguro de água e a falta de acesso à água potável, juntamente com condições inadequadas de saneamento e salubridade, permanecem como desafios cruciais à saúde pública, em âmbito global.

O saneamento básico, por sua influência direta sobre o bem-estar da população, tem sido discutido em nível mundial. Neste contexto, a universalização do acesso aos serviços de saneamento passou a constituir parte das metas de desenvolvimento do milênio da Organização das Nações Unidas (ONU). Em 2000, realizou-se a Cúpula do Milênio, por meio da qual foram traçados Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), que apresentaram metas a serem alcançadas até 2015. O sétimo objetivo versou sobre a sustentabilidade ambiental. Dentre suas metas, destacou-se a redução pela metade, entre 1990 e 2015, da proporção da população sem acesso seguro à água potável e ao esgotamento sanitário (WHO, 2013).

Apesar dos progressos significativos obtidos pelos ODM, estima-se que 663 milhões de pessoas ainda não têm acesso ao adequado abastecimento de água. Ao menos 1,9 bilhão de pessoas contam com fontes inadequadas ou inseguras de água, sujeitas à contaminação fecal. Uma nova agenda foi definida na Cúpula da ONU sobre o Desenvolvimento Sustentável, em 2015. Mais ampla, a agenda inclui Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), com objetivos e metas a serem alcançados até 2030. O sexto objetivo, que aborda ações de saneamento e melhoramento da qualidade e disponibilidade hídrica, estabeleceu como meta inicial alcançar o acesso universal e equitativo à água potável e segura para todos (WHO, 2016).

Vários fatores, no entanto, exercem pressão sobre o abastecimento, a qualidade e a disponibilidade de água, tais como: mudanças climáticas; desmatamento; crescimento populacional; uso inadequado do solo e dos próprios recursos hídricos. Essas pressões costumam afetar a qualidade das águas superficiais, com efeitos adversos à saúde pública. A preocupação com questões ambientais relacionadas ao uso dos recursos e ao abastecimento de

água leva à necessidade de revisão constante de ações direcionadas à garantia da oferta segura de água. Faz-se necessário tanto o estabelecimento de diretrizes sobre o assunto, quanto o monitoramento da prestação dos serviços, sobretudo porque o setor opera com características que tornam necessária a atividade regulatória.

No século XX, os jornais brasileiros noticiavam, com frequência, as deficiências em relação ao abastecimento público de água, em termos de quantidade e qualidade (TUROLLA, OHIRA, 2007). Atualmente, o país ainda enfrenta dificuldades quanto à universalização dos serviços, sobretudo em determinadas regiões e unidades federativas (UFs).¹ A promulgação da Lei Federal nº 11.445, em 2007, conhecida por Lei Nacional de Saneamento Básico (LNSB), foi um marco importante em relação ao estabelecimento de diretrizes para o setor, inclusive regulatórias (BRASIL, 2007). Esta lei impulsionou a criação de órgãos reguladores dos serviços de abastecimento. À época, no entanto, ainda havia uma indefinição quanto à titularidade na prestação dos serviços.

A imprecisão quanto ao ente federativo titular dos serviços perdurou por décadas, o que dificultou a regulação do setor e refletiu na prestação dos serviços. O aumento de instrumentos normativos e órgãos reguladores, a partir da década de 1990, sugere a importância que o tema adquiriu ao longo dos anos. A experiência incipiente e as lacunas do modelo regulatório brasileiro (indefinição da titularidade dos serviços; fragmentação; etc.) permitem que a comparação com modelos ricos historicamente, como o norte-americano e o inglês, identifique oportunidades em relação aos instrumentos regulatórios brasileiros. Ao comparar as experiências regulatórias, enriquecidas e distintas, dos Estados Unidos e da Inglaterra com as do Brasil, considera-se como essas experiências podem fornecer lições para a brasileira e o que pode ser aprendido a partir dos modelos norte-americano e inglês.²

- OBJETIVOS

- **Objetivo geral**

O objetivo desta pesquisa é analisar em que sentido as experiências institucional e regulatória dos modelos inglês e norte-americano podem fornecer lições para a brasileira no que tange à busca por eficiência no setor de abastecimento de água.

¹ A exemplo do Amapá, cujo índice médio de atendimento urbano por rede de água esteve, em 2014, situado em nível inferior à 40% (BRASIL, 2016).

² A Inglaterra foi, ao longo do trabalho, referenciada como país membro da União Europeia (UE), tendo em vista que, apesar do referendo popular ocorrido em junho de 2016 ter indicado sua saída, a retirada oficial não foi homologada até o término desta pesquisa.

- **Objetivos específicos**

Para tanto, almejou-se alcançar os objetivos específicos descritos a seguir:

- Levantar o arcabouço institucional referente à regulação brasileira dos serviços de abastecimento de água, a partir da década de 1970.
- Levantar o arcabouço institucional referente à regulação inglesa dos serviços de abastecimento de água, a partir da década de 1970.
- Levantar o arcabouço institucional referente à regulação norte-americana dos serviços de abastecimento de água, a partir da década de 1970.
- Estabelecer parâmetros de comparação entre os instrumentos regulatórios brasileiros e os dos países selecionados.
- Apresentar, a partir dos parâmetros, diferenças e similaridades entre os modelos comparados, com foco no brasileiro.

- **METODOLOGIA**

Esta pesquisa, por sua finalidade de contribuir com questões de ordem prática, identificadas no contexto social em que o pesquisador se insere, caracteriza-se como aplicada. Em outra dimensão, considerando os métodos empregados no decorrer de seu desenvolvimento, é qualitativa (CRESWELL, 2007).

A abordagem qualitativa é indicada quando o objetivo primordial do estudo é compreender os eventos estudados (GIL, 2010). Em outras palavras, “com frequência esse enfoque está baseado em métodos de coleta de dados sem medição numérica, como as descrições e as observações” (SAMPIERI, COLLADO, LUCIO, 2006, p. 5). Convém ressaltar que os dados que emergem de um estudo qualitativo são analisados de forma descritiva e não com foco em suas correlações estatísticas com outras variáveis (CRESWELL, 2007).

Em termos de sua delimitação, é preciso dizer que embora os serviços públicos de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos façam parte do saneamento básico, assim como os de drenagem e manejo de águas pluviais, esses não serão objetos de análise, tendo em vista que são os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário aqueles caracterizados por atividades operando em monopólio natural e indústria de rede, o que leva à especial necessidade de regulação. No entanto, optou-se pela análise do setor de abastecimento somente, uma vez que o esgotamento sanitário funciona a partir de tecnologias, princípios ambientais e uma economicidade diferente do abastecimento público de água.

Como a ênfase da pesquisa recaiu sobre o entendimento e a tentativa de interpretação da regulação brasileira no que se refere ao abastecimento de água em comparação com os modelos regulatórios europeu e norte-americano, não sobre a correlação de variáveis numéricas, o delineamento da pesquisa é qualitativo. Além disso, este estudo pode ser classificado como descritivo-exploratório. Gil (2010) esclarece que as pesquisas descritivas tem por objetivo descrever as características de determinada população ou objeto de estudo, enquanto as exploratórias são empregadas para “proporcionar maior familiaridade com o tema, com vistas a torná-lo mais explícito” (GIL, 2010, p. 27). As dimensões descritiva e exploratória se dão porque o intuito geral da pesquisa recaiu sobre a análise da regulação brasileira, em termos comparativos, para além da descrição dos materiais levantados.

O cumprimento dos objetivos da pesquisa incluiu apenas dados secundários. A pesquisa buscou analisar a regulação brasileira quanto ao abastecimento de água, em termos comparativos, mediante buscas bibliográficas. Pretendeu-se alcançar os objetivos secundários referentes ao levantamento de dados institucionais dos países estudados nos capítulos 2, 3 e 4, sobre os respectivos países apresentados. No capítulo 5, buscou-se cumprir os demais objetivos secundários, por meio da apresentação de diferenças e similaridades entre os modelos comparados com foco no brasileiro, a partir do estabelecimento de parâmetros comparativos.

Os dados foram obtidos por meio de relatórios de pesquisas, artigos científicos e demais publicações da área de regulação, incluindo documentos e legislações de órgãos governamentais dos países estudados. Convém esclarecer que os dados bibliográficos foram buscados, principalmente, em bancos de dados virtuais. Os sítios acessados incluíram: Portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Google Acadêmico; Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (BDTD).

Além desses, busca foram empreendidas em sítios de órgãos como os ministérios da Cidade (MC); da Saúde (MS); do Meio Ambiente (MMA); da Agência Nacional de Águas (ANA); do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA); da Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR); da Associação Brasileira das Concessionárias Privadas de Serviços Públicos de Água e Esgoto (ABCON); do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), dentre outros sítios brasileiros.

Para obtenção de dados do setor na Inglaterra, buscas foram realizadas, majoritariamente, nos seguintes sítios: *Drinking Water Inspectorate (DWI)*; *Office of Water Services (OFWAT)*; *Environment Agency (EA)*; *Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)*, etc. Já nos Estados Unidos, as buscas estiveram concentradas nos sítios da *US Environmental Protection Agency (EPA)* e de diversas associações do setor: *American*

Water Works Association (AWWA); National Association of Regulatory Utility Commissioners (NARUC); National Association of Water Companies (NAWC); American Water Works Association Research Foundation (AWWARF); The International Water Association (IWA), etc. As palavras utilizadas nas buscas incluíram: regulação; abastecimento de água; saneamento básico, *water sector, regulation; etc.*

A estrutura dos capítulos se deu com base nos parâmetros definidos para comparação, a saber: características históricas e estruturais do setor, incluindo sua evolução institucional, regulatória e de provisão dos serviços (principais atores envolvidos, características dos órgãos reguladores, etc.); aspectos tarifários; tecnológicos; e ambientais. Estes parâmetros são fundamentais no desenho de modelos regulatórios.

Quanto à delimitação espacial de estudo, em relação ao cenário de pesquisa, a escolha da Inglaterra e dos Estados Unidos como elementos de comparação com o modelo brasileiro se deu uma vez que tais países constituem paradigmas distintos de regulação do setor e apresentam modelos com ricas experiências históricas. O recorte temporal, a partir da década de 1970, baseou-se no desenvolvimento das principais instituições do setor nesses países e nas transições ocorridas no decorrer das últimas décadas.³

- JUSTIFICATIVA, LIMITAÇÕES E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O aumento da criação de agências reguladoras e de instituições no setor de saneamento, e no de abastecimento de água em particular, sugere a importância que o setor vem adquirindo ao longo dos últimos anos, sobretudo a partir da regulamentação da Lei 11.445/2007. Considerando a relevância do assunto e a carência de estudos na área institucional, torna-se enriquecedor analisar o setor sob essa perspectiva. De acordo com Galvão Jr. e Paganini (2009) e Cunha (2011), é clara a escassez de trabalhos acerca das questões

³ O ano de 1973 é considerado crítico para o setor inglês pela *Water Act* de 1973, lei por meio da qual todo o setor foi reestruturado, com a conseqüente criação de 10 Autoridades Regionais de Águas. Nos Estados Unidos, as leis *Safe Drinking Water Act*, de 1974 (SDWA, título XIV do Public Health Service Act); e *Clean Water Act*, de 1977 (CWA, Public Law 95-217), constituíram instrumentos importantes para o desenvolvimento de leis mais restritivas subsequentemente. Ambas as leis são consideradas, respectivamente, as bases institucionais federais norte-americanas no que tange à restauração dos corpos hídricos, à prevenção da poluição hídrica no país; e à promoção da saúde pública. No Brasil, em 1971, o estabelecimento do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) alterou a configuração da prestação dos serviços de saneamento. Nos Estados Unidos, desde a década de 1970, aumentou-se a consciência acerca da poluição ambiental. Nos anos 1980 e 1990, atentou-se para a importância da gestão integrada do uso do solo e da água. No Brasil, em meados dos anos 1990, começou a ser discutida uma nova forma de regulação. Além disso, em 1989, ocorreram as privatizações das companhias de saneamento inglesas e é especialmente a partir da década de 1990 que aumenta, na União Europeia, o rigor em relação às normas ambientais de proteção da qualidade da água em âmbito continental.

institucionais do saneamento básico, de sua regulação, fiscalização e dos serviços desenvolvidos pelas agências reguladoras existentes. Neste sentido, afirma-se que

[...] deve-se avançar nos estudos sobre regulação e fiscalização dos serviços de saneamento básico, avaliando o trabalho que vem sendo desenvolvido pelas agências reguladoras existentes. [...] é preciso produzir conhecimento sobre os novos modelos de desenho institucional já em funcionamento, em especial as experiências resultantes da retomada da operação pelo poder público local, da desverticalização da operação [...] há uma carência grande de informações, o que prejudica substancialmente a elaboração de projeções das consequências e de cenários prospectivos resultantes da implantação de novos arranjos institucionais (CUNHA, 2011, p. 23-24).

Galvão Jr. e Paganini (2009) argumentam que a regulação esteve ausente da pauta da agenda do setor nas três últimas décadas e que, no campo da pesquisa sobre saneamento básico, apenas as questões tecnológicas ocuparam espaço, tendo sido os avanços concentrados, em particular, nas áreas de tratamento de água e esgoto. Os autores colocam como evidente a lacuna no campo do conhecimento das questões institucionais. Espera-se que essa dissertação contribua neste campo de estudo. Acredita-se que o levantamento de materiais institucionais brasileiros, ingleses e norte-americanos, em conjunto, pode contribuir para melhor compreensão do desenvolvimento da regulação brasileira do setor de abastecimento de água e de como o modelo brasileiro pode aprender a partir da experiência histórica regulatória dos países analisados.

No que diz respeito às principais limitações da pesquisa, estão relacionadas às dificuldades de obtenção de dados atualizados e uniformizados dos países estudados, o que limita os esforços comparativos.⁴ Como exemplo da dificuldade de obtenção de dados, podem ser citadas a falta de sistematização e divulgação de dados sobre investimentos em P&D, especificamente, no setor, bem como dados sobre perdas de distribuição.

Nem no Brasil, nem nos Estados Unidos, foram encontrados dados sistematizados sobre investimentos em P&D em perspectiva histórica, sobretudo para comparação com outros países.⁵ Na Inglaterra, foram obtidos dados mais sistematizados, porém desatualizados (LONDON ECONOMICS, 2009; CAVE, 2009). A Cave Review (2009), estudo encomendado pelos governos inglês e galês, forneceu dados importantes, no entanto, o próprio documento

⁴ No Brasil, por exemplo, a base de dados do SNIS é alimentada de forma voluntária, o que limita a obtenção de séries históricas consistentes. A comparação sobre dados de qualidade de água é dificultada em âmbito nacional, o que se agrava em termos internacionais. A ANA encontrou dificuldade para calcular indicadores de qualidade de água, inclusive, pela falta de uniformidade, entre os estados, dos parâmetros necessários para cálculo (ANA, 2015).

⁵ No Brasil, estes dados foram buscados em diversas publicações online disponibilizadas por fundações de amparo à pesquisa (FINEP, CAPES) e por bancos de dados de variados órgãos federais, tais como IBGE, MCTI, CNI, etc. A FAPESP (INDICADORES, 2011) argumenta sobre a dificuldade de encontrar dados sobre P&D no Brasil ao afirmar que essas fontes de estatísticas são escassas. Nos demais países, em sítios variados de associações e órgãos governamentais.

esclareceu que qualquer análise de registros do setor sobre inovação é prejudicada pela falta de dados.

Coloca-se também a dificuldade de encontrar dados sobre perdas de distribuição nos Estados Unidos, em âmbito nacional, devido às diferenças, inclusive, da gestão de perdas entre as unidades federativas. Na Inglaterra, dificuldade similar foi apresentada, mas em termos de atualização de dados. Como não foram encontrados dados sobre perdas, para as companhias inglesas, tão atualizados quanto os encontrados no Brasil (até 2014), houve uma diferença entre as séries históricas apresentadas.⁶ No entanto, considerações comparativas foram traçadas sobre os elementos em análise por detrás desses dados.

A dissertação está estruturada em cinco capítulos, além desta seção introdutória. O primeiro capítulo apresenta os principais aspectos conceituais da regulação de monopólios naturais e indústrias de rede: os fatores que justificam a regulação de setores com essas características; os principais desafios regulatórios e as particularidades do setor de abastecimento de água que tornam necessária sua regulação.

Em sequência, o segundo capítulo aborda as principais características do modelo regulatório inglês, no intuito de levantar uma discussão a respeito das similaridades e distinções entre este modelo e o brasileiro. Estruturado em cinco seções, o segundo capítulo tem como pontos fundamentais: o histórico do setor na Inglaterra; sua estrutura regulatória; o principal modelo de tarifação adotado; a regulação e sua relação com a dinâmica tecnológica; a relação da regulação com as questões ambientais. O terceiro capítulo apresenta as características do modelo regulatório norte-americano e possui a estrutura do anterior, subdividido em cinco seções. O quarto capítulo expõe o modelo regulatório brasileiro, a partir subdivisão em cinco aspectos, como nos anteriores. No quinto capítulo, por sua vez, discute-se comparativamente os modelos apresentados, no intuito de elucidar o que pode ser aprendido pelo modelo brasileiro a partir da experiência dos Estados Unidos e da Inglaterra. São, então, colocadas as considerações finais da dissertação.

⁶ Comparações precisas de dados sobre perdas de água entre os países foram inviáveis, uma vez que não foram encontrados, nesse âmbito, dados uniformizados. Na Inglaterra, em série histórica, os dados obtidos estão expressos em números absolutos. Já no Brasil, os dados são mais recentes e estão apresentados em termos percentuais. Nos Estados Unidos, por sua vez, não foram encontradas estimativas nacionais e os dados obtidos por estado estão expressos em percentual de perdas.

1. ASPECTOS CONCEITUAIS DA REGULAÇÃO DE MONOPÓLIOS NATURAIS E INDÚSTRIAS DE REDE

Os serviços de abastecimento de água, assim como a oferta de uma variedade de serviços básicos de infraestrutura, tais como energia, telecomunicações e transporte, desempenham um papel importante para o crescimento e o desenvolvimento econômico. Os consumidores utilizam esses serviços em conformidade com tarifas e normas regulamentadas por autoridades reguladoras, em vez de consumirem pautados apenas por forças de mercado. Desta forma, preços, programas de investimentos, políticas e regras para assegurar a qualidade de tais serviços estão sujeitos à influência direta do governo. Denomina-se, a este tipo de regulação de firmas e indústrias, economia da regulação, para distingui-la de outras formas de regulação governamental de empresas, tais como regulação ambiental, de saúde e de segurança do trabalho (JOSKOW, 2000). A regulação é aqui entendida como

[...] a intervenção do Estado nas ordens econômica e social com a finalidade de se alcançarem eficiência e equidade, traduzidas como universalização na provisão de bens e serviços públicos de natureza essencial por parte de prestadores de serviço estatais e privados (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009, p. 3).

De acordo com Posner (2000), existem duas visões – sobre o escopo da regulação – que competem entre si no atual debate sobre o tema. A primeira sustenta que a regulação é uma ferramenta para proteger o público contra os efeitos adversos do monopólio; já a segunda coloca que a regulação pode ser adquirida por grupos politicamente eficazes para sua própria proteção.

Posner (2000, p. 41) coloca que um importante objetivo da regulação “[...] *is to compel, by the device of the internal subsidy, the provision of certain services in quantities and at prices that a free market would not offer*”. Para o autor, a regulação seria um aspecto das finanças públicas, sendo que, por meio da intervenção do Estado, que age como regulador, seria possível tornar mais eficiente a tarifação e o sistema de subsídio interno. Desse modo, um dos instrumentos utilizados na regulação é a fixação de preços.

Stigler (2000, p. 3), por sua vez, afirma que “[...] *regulation is instituted primarily for the protection and benefit of the public at large or some large subclass of the public*”. Já Araújo (1997) aponta para a necessidade de “controlar a distribuição e quantidade do excedente social, garantindo à firma incumbente (ou concessionária) um lucro razoável, mas coibindo abuso do seu poder de mercado” (ARAÚJO, 1997, p. 8). De acordo com o autor, outras tarefas da regulação seriam: “garantir padrões de qualidade do serviço e impedir

discriminações injustas entre consumidores, [...] estimular eficiência e progresso técnico, [...] a exigência de serviço universal como direito de cidadania ou a fiscalização de externalidades”.

Considerando as funções da regulação, seus mecanismos e seu escopo de modo geral, o objetivo deste capítulo é apresentar elementos conceituais para melhor compreensão do embasamento teórico desta dissertação. Neste capítulo, dividido em três subseções, aborda-se aspectos relacionados à economia da regulação, desde a necessária regulação de determinados setores aos principais desafios enfrentados neste sentido. Em princípio, são apresentados conceitos como os de Monopólio Natural, Indústrias de Rede e Externalidades, justificando-se a importância da regulação nesse contexto. Em seguida, são elencados alguns dos desafios à regulação, incluindo o problema da “captura”. Por fim, busca-se tratar especificamente dos serviços de abastecimento de água, enfocados neste trabalho, e do modo como as características desses serviços faz com que seja fundamental sua regulação.

1.1. ECONOMIA DA REGULAÇÃO: JUSTIFICATIVAS PARA REGULAÇÃO

O histórico mundial do setor de saneamento básico indica que as obras e os sistemas de distribuição de água foram inventados há muito tempo. Na China, engenheiros hidráulicos controlavam inundações por volta de 2200 A.C e foram realizadas diversas obras hidráulicas pelo imperador Yu, o Grande. Os Romanos, por sua vez, construíram famosos aquedutos. Em 312 A.C, deu-se a construção do aqueduto Appia, o mais antigo de Roma, com 17 Km. Em 450 D.C, a cidade de Roma possuía 11 locais públicos para banho, 1.352 fontes e cisternas, 856 locais privados para banhos e mais de 150 latrinas. Em 1.237, deu-se o primeiro abastecimento de água encanada, em Londres, com canos de chumbo. Em 1582, o holandês Peter Morice executou a primeira elevatória do rio Tâmisa acionada por força hidráulica e com tubos de troncos de madeira (NETTO, 1984).

No século XVIII, tubulações subterrâneas de madeira abasteciam Londres com água do rio Tâmisa e, em Paris, pouco antes da Revolução Francesa (1789), os irmãos Perrier construíram sistemas de água canalizada, embora tenha sido lenta a difusão de tais sistemas. Já no século XIX, na Inglaterra, deu-se a promulgação de leis de Saneamento e Saúde Pública, em 1848. No Brasil, a construção do primeiro aqueduto do Rio de Janeiro data de 1723, aduzindo águas do rio Carioca através dos Arcos Velhos até o chafariz público. Em

1744 foi construído o primeiro chafariz público em São Paulo (NETTO, 1984; KLEIN, 1996).

Ainda no século XVIII, os vendedores de água eram indispensáveis em todas as cidades do mundo. Neste contexto, quando diversos vendedores forneciam os serviços, competindo entre si, os consumidores podiam barganhar preço e avaliar a qualidade da água, podendo alterar o fornecedor quando não estivessem mais satisfeitos. Dessa forma, vendedores ineficientes estavam fora do mercado. O advento da água encanada mudou consideravelmente a dinâmica de distribuição de água. Em sistemas canalizados, a água pode ser ofertada a um preço muito mais barato do que se fosse por vendedores ambulantes. Por outro lado, a escolha do consumidor é reduzida, pois se torna ineficiente estabelecer diversos sistemas de distribuição, concorrentes entre si.

Inicialmente, no século XIX, existiam sistemas concorrentes em várias cidades de diversos países, tais como Canadá e Reino Unido. No entanto, como resultado da livre competição e da regulação municipal, logo passaram a existir monopólios dos serviços para cada área abastecida com água encanada (KLEIN, 1996). Já naquela época, percebeu-se que, no setor de abastecimento de água, torna-se ineficiente a manutenção de diversas empresas prestadoras de serviços, sendo mais vantajoso para os consumidores que a indústria opere em condições de monopólio natural.

O monopólio, caracterizado pela atuação exclusiva de uma única empresa em determinada atividade econômica, é denominado natural quando a exploração do mercado se mostra mais eficiente quando feita somente por uma empresa, uma vez que a existência de única firma produtora desses serviços pode facilitar a obtenção de vantagens econômicas. Dessa forma,

[...] se um determinado bem ou serviço (não facilmente substituível) pode ser fornecido por uma única firma para um mercado a menor custo que duas ou mais, com as tecnologias disponíveis, diz-se que este setor apresenta características de monopólio natural. Isso ocorre se existem economias de escala até volumes de produção da ordem da dimensão do mercado (ARAÚJO, 1997, p. 4).

Possas, Fagundes e Pondé colocam a ocorrência de monopólios naturais nas situações em que

[...] ocorrem significativas economias de escala e/ou de escopo (em caso de atividade multiprodutora) em relação ao tamanho do mercado, calculado para um preço ao nível do custo médio mínimo (correspondente à escala mínima eficiente) [...] (POSSAS, FAGUNDES E PONDÉ, 2001, p. 101).

Em outras palavras, o monopólio natural ocorre em uma indústria quando os custos de produção têm características tais que torna menos onerosa a oferta dos produtos por uma

única empresa do que por várias concorrentes. De modo geral, para que ocorra o monopólio natural, é preciso haver vantagens relacionadas às economias de escala e escopo (JOSKOW, 2000).

De acordo com Riordan e Williamson (1985, p. 365), “[...] *In general, markets enjoy advantages by aggregating the demands of many buyers, thereby realizing economies of scale or scope [...]*”. Tais vantagens constituem economias de escala, ou seja, são aquelas referentes à “redução do custo médio em função do aumento da quantidade produzida”. As economias de escopo, por sua vez, dizem respeito à diminuição de custos devido à fabricação de produtos diversos em uma única planta, em vez de produzi-los separadamente (GALVÃO JR., TUROLLA, PAGANINI, 2008, p. 135).

Alguns serviços de utilidade pública, tais como os de abastecimento de água e os de infraestrutura, têm sido caracterizados como monopólios naturais. Nesses casos, o Estado tem responsabilidade por sua adequada provisão ou os serviços podem, ainda, ser concedidos à iniciativa privada. Em um setor caracterizado por monopólio natural, os monopolistas definem os preços praticados, de forma que os consumidores podem não ver seus interesses preservados, ficando à mercê dos monopolistas, que podem cobrar preços excessivamente elevados.

Dessa forma, se, por um lado, as situações monopolísticas fazem com que sejam obtidas vantagens econômicas, por outro, levam à ineficiências, do ponto de vista social, uma vez que restringem a produção, fazendo com que o monopolista possa elevar os preços acima do nível competitivo (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996). Uma vez que existem falhas nos mercados, o governo desempenha um papel importante na definição e aplicação dos termos e das condições de acesso competitivo a esses serviços. As falhas incluem: a) assimetria de informação entre os agentes econômicos; b) externalidades; c) comportamento colusivo ou não otimizante dos agentes; d) poder de mercado ou monopólio,⁷ entre outras violações do equilíbrio geral competitivo (ARAÚJO, 1997).⁸

⁷ As noções de poder de mercado ou de monopólio estão relacionadas à “capacidade de fixar preços acima dos custos marginais unitários, absorvendo lucros acima do normal” (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996, p. 15). Convém esclarecer que, em um enfoque estático, o poder de mercado permite ao monopolista apropriar-se de parte do excedente do consumidor, o que acarretaria perda de bem-estar à sociedade como um todo.

⁸ A noção de equilíbrio geral se associa aos modelos de concorrência perfeita, nos quais os mercados operam em condições de informação perfeita (sem assimetria), racionalidade ilimitada, número elevado de demandantes, livre mobilidade dos fatores, etc. Desse modo, trata-se de uma formulação estática vinculada à alocação de um montante dado de recursos que assumiria uma configuração ótima (máxima eficiência). Cabe ressaltar a necessidade de substituir a noção de referenciais de equilíbrio por outras que sejam intrinsecamente dinâmicas, em vez de estáticas, tal como o referencial evolucionário Neo-Schumpeteriano, que tem nas inovações e na mudança ao longo do tempo um elemento definidor de análise (POSSAS, 2004).

No que tange à falha da assimetria informacional, decorre de a informação ser imperfeita, não estando distribuída igualmente entre os diferentes agentes envolvidos nas transações. Desse modo, o operador monopolista, que detém informações mais detalhadas quanto ao funcionamento dos serviços por ele prestados – inclusive mais do que o próprio governo – pode manipulá-las em seu próprio benefício.

No setor de abastecimento de água, essa assimetria também ocorre, uma vez que a informação não está perfeitamente distribuída entre empresas (prestadoras de serviço), usuários e reguladores. Os reguladores, por exemplo, dependem de informações técnicas e econômico-financeiras disponibilizadas pelas concessionárias (HOLANDA, 1995; GALVÃO JR., PAGANINI, 2009). Os usuários, muitas vezes, não possuem dados e informações referentes ao funcionamento das operadoras dos serviços, colocando-se, também, em uma situação de hipossuficiência de informação. Nesse sentido, Araújo (1997, p. 16) coloca que

[...] existe uma assimetria essencial de informação entre o regulador e as firmas reguladas, que vai além do conhecimento técnico. Não há como o regulador conhecer todas as atividades de uma firma [...]. O regulador tem assim a tarefa de fazer cumprir objetivos sociais, distintos dos objetivos da própria firma, sem ter o controle e conhecimento pleno de suas atividades.

Se, por um lado, a assimetria de informações pode gerar comportamento oportunista por parte das concessionárias, que detém informação técnica e econômico-financeira dos processos, por outro, algumas características do setor, relativas ao elevado volume de investimentos e à especificidade dos ativos⁹, podem levar ao comportamento oportunista também dos reguladores, mediante, por exemplo, mudança de regras tarifárias após a construção de obras e instalações operacionais. Neste contexto, é preciso observar a relação entre órgão regulador e firmas reguladas à luz da assimetria informacional entre ambos e dos objetivos da regulação.

Embora não tenha conhecimento pleno das atividades das firmas reguladas, o órgão regulador deve agir a favor da maximização do bem estar dos cidadãos, fazendo com que a firma cumpra objetivos sociais. Os reguladores devem, por isso, criar condições de evitar problemas decorrentes da assimetria de informações, tal como a “captura”, tratada adiante.

⁹ Os ativos específicos se relacionam ao grau em que a transação determina a existência de ativos que, uma vez utilizados em determinada atividade econômica, são dificilmente conversíveis em outras, de modo que haja perdas quando a conversibilidade é possível (PINTO JR., PIRES, 2000). Dito de outra forma, a alta especificidade dos ativos implica em “serviços altamente especializados para os quais há um mercado muito limitado” (POLLITT, STEER, p. 21, tradução nossa).

As falhas de mercado, relacionadas, inclusive, à assimetria informacional, distorcem o funcionamento ótimo dos setores, levando à ineficiências, de modo que a regulação seja justificada, a partir de mecanismos que propiciem a correção de tais falhas, no intuito de que o interesse público seja preservado, o abuso do poder de monopólio das empresas seja coibido e os recursos sejam alocados de forma eficiente.¹⁰

Cabe esclarecer que, de acordo com Possas, Pondé e Fagundes (1997), ao contrário do que parece, o objetivo central da regulação econômica ativa não é o de promover a concorrência como um fim em si mesmo, mas o de aumentar o nível de eficiência econômica dos mercados.¹¹ O aumento da concorrência pode levar, frequentemente, à maior eficiência, mas não necessariamente, como constituem os casos de monopólios naturais, nos quais não há vantagens em implementar efetivamente a concorrência, mas sim na sua substituição por mecanismos regulatórios que simulem um ambiente concorrencial (BAHIENSE, 2003). Para os casos de monopólio natural, incluídos entre as denominadas falhas de mercado, a regulação se faz presente, a fim de impedir a prática de preços monopolísticos, de forma a mantê-los próximos do nível de custos médios.

Possas, Fagundes e Pondé (2001) colocam a regulação como forma de evitar situações “inferiores” do ponto de vista do bem-estar social, tais como: a) a livre operação de uma única empresa privada (que pode restringir a quantidade ofertada, levando a praticar preços de monopólio); b) a livre operação de várias empresas privadas com escala sub-ótima (operando com preços e custos elevados); c) a produção estatal com uma escala de produção sujeita a ineficiências (como influências políticas e atraso tecnológico). Para os autores, a literatura consagra tradicionalmente a ocorrência de monopólio natural como

[...] o *único* tipo de estrutura de mercado suscetível de justificar teoricamente a regulação pública, na expectativa de que os ganhos de custos unitários associados

¹⁰ De acordo com os defensores da escola neoclássica, em situações de concorrência perfeita, é possível alcançar as eficiências alocativa e produtiva, o que leva ao bem-estar social. A eficiência alocativa decorre da igualdade entre o preço de mercado e o custo marginal da firma para produção da última unidade de determinado produto. A eficiência produtiva, por sua vez, divide-se em estática e dinâmica, sendo que a primeira ocorre quando o custo total de produção se dá ao menor valor possível e a segunda quando são adotadas tecnologias mais avançadas para a produção de novos produtos/serviços e melhoria nos processos (FARINA, AZEVEDO, PICCHETTI, 1998). Além desses termos, a análise econômica adota o conceito de eficiência distributiva, o qual consiste na capacidade de eliminação de rendas monopolísticas, mediante concorrência ou outros dispositivos. Convém ressaltar que em quase todas as aplicações normativas da análise econômica, especialmente nas áreas de Microeconomia e Economia Industrial, a noção de eficiência alocativa é utilizada praticamente como sinônimo de eficiência econômica (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997).

¹¹ Cabe esclarecer que a regulação denominada “ativa”, ou seja, a regulação de serviços públicos de infraestrutura, constitui uma intervenção voltada não a induzir maior concorrência, mas a substituí-la por instrumentos e metas administrados publicamente em atividades econômicas caracterizadas por “falhas de mercado”, diferentemente da regulação de mercados destinada à prevenção e repressão de condutas anticompetitivas, a denominada regulação reativa (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997).

à instalação e operação de uma única unidade (planta ou empresa) mais que compensem os custos e riscos de ineficiência de sua regulação (POSSAS, FAGUNDES E PONDÉ, 2001, p.101).

Além de alguns setores de infraestrutura operarem em condições de monopólio natural, muitos deles, tais como energia, transportes, portos, telecomunicações e saneamento, possuem a característica comum de constituírem “indústrias de rede”. Araújo (1997) define as indústrias de rede como aquelas nas quais “uma estrutura física de transporte existe, é necessária para atender aos consumidores finais e sua duplicação seria antieconômica” (ARAÚJO, 1997, p. 26). Para Araújo Jr. (2005) as indústrias de rede são assim denominadas devido à

[...] estrita complementaridade existente entre os segmentos de suas cadeias produtivas, cujos elos estabelecem – por razões de natureza tecnológica – graus de interdependência entre os componentes da rede bem mais elevados do que aqueles existentes em outros tipos de indústria [...] (ARAÚJO JR., 2005, p. 2).

De acordo com Faraco e Coutinho (2007), as indústrias de rede geram diversas externalidades; demandam investimentos públicos em larga escala, uma vez que são indústrias intensivas em capital; implicam pesados custos irrecuperáveis e investimentos de longa maturação; proporcionam economias de escala significativas, etc.

Farina, Azevedo e Picchetti (1998) também apresentam características, similares, das estruturas de rede. Dentre as dez características fundamentais elencadas por estes autores, destaca-se aqui: a) a existência de custos comuns que resultam em economias de escopo, na provisão de múltiplos serviços, e de escala, quando da construção de uma rede abrangente; b) envolvimento de grandes investimentos de capital; c) interação entre o tamanho das redes e os avanços tecnológicos, que permitem a adoção de novos métodos de agrupamento e transmissão de diferentes serviços; d) externalidades, positivas e negativas, criadas a partir da adição de novos usuários na rede.

Os níveis de economia de escala e escopo, em indústrias de rede, dependerão do conjunto de tecnologias disponíveis, resultando da interação entre a base tecnológica, a dimensão do mercado e as estratégias de competição das empresas. Devido a tais fatores, determinados segmentos da indústria tenderão a ser, eventualmente, operados por monopolistas nacionais ou regionais. Em indústrias de rede, a regulação se justifica “não apenas para disciplinar a conduta de monopólios naturais, ou mitigar o poder de mercado

nos segmentos oligopolistas, mas sobretudo para oferecer soluções racionais para situações de *hold-up*” (ARAÚJO JR., 2005, p. 4).¹²

Além das situações nas quais os mercados são caracterizados por monopólios naturais e indústrias de rede, “considera-se também que a presença de importantes economias externas para outros setores (outra típica falha de mercado) justifica a ação reguladora” (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997, p. 8). Em outras palavras, pode-se dizer que a falha de mercado denominada de “externalidades” ou “efeitos externos” leva à atuação de caráter interventivo para contínua monitoração do desempenho das empresas nas quais as falhas ocorrem.

As externalidades estão relacionadas aos efeitos que a atividade econômica causa a terceiros não relacionados a ela. Varian (2012) coloca que as externalidades produtivas surgem a partir do momento que as escolhas de uma empresa ou consumidor influenciam as condições de produção de outra empresa. Complementa que a principal característica das externalidades é que há bens “com os quais as pessoas se importam e que não são vendidos nos mercados” (VARIAN, 2012, p. 679). Desse modo, seria a falta de mercados para as externalidades o fator causador de problemas. Neste sentido, de acordo com Van Den Bergh (2010, p. 2048),

The notion of externality merely conveys the idea that human interactions or interdependencies extend beyond formal markets characterized by prices and exchange. The presence of an externality means that someone's (a victim's) utility or production (co)depends on factors that are not under his/her control, but are decided by other humans or organizations (“polluters”).

Bithas (2011, p. 1705), por sua vez, esclarece a relação entre as externalidades ambientais e seus efeitos no que diz respeito ao bem-estar social. Além disso, ressalta a importância dos aspectos institucionais e dos direitos de propriedade quanto aos bens ambientais. Neste contexto, o autor coloca que

Environmental externalities imply in effect that the perpetrators steal environmental welfare from the sufferers. Institutional settings and especially the relevant property rights — or more often their absence — permit an uncompensated transfer of welfare from sufferers to perpetrators. Such a transfer is the result of environmental degradation (BITHAS, 2011, p. 1705).

O autor aponta a transferência de bem-estar quando as instituições falham em proteger os direitos individuais, com conseqüente redução do bem-estar ambiental sem compensação. De acordo com Bithas (2011, p. 1705), isso resulta “[...] *in a level of environmental decay greater than the optimum. This sub-optimal environmental decay does*

¹² Traduzido por Araújo Jr. (2005, p. 4) como extorsão, este tipo de conduta (*hold-up*) implica em condutas abusivas e no “controle sobre as condições de acesso” a recursos essenciais.

not permit the maximization of socioeconomic welfare in the context of a given institutional system.” Acrescenta a internalização das externalidades como forma de maximizar o bem-estar socioeconômico ao expor que

The real economic process — and the social one too — results in fundamental and persistent externalities. Welfare economics, and the corresponding economic and environmental policies, proposes the internalization of externalities as a condition for maximizing socioeconomic welfare [...] only if environmental externalities are internalized can the optimum level of environmental protection be ensured within the “boundaries” of an institutional – economic system (BITHAS, 2011, p. 1703 - 1705).

As externalidades são, então, apontadas como fontes de ineficiências no funcionamento do processo competitivo. Varian (2012) argumenta que, na presença de externalidades, o mercado não apresenta necessariamente a provisão de recursos eficiente no sentido de Pareto. Diz-se que uma alocação é ineficiente no sentido de Pareto quando ela permite uma melhoria de Pareto, ou seja, quando é possível encontrar uma forma de melhorar a condição de um agente econômico sem piorar a de outro agente. Por outro lado, a situação econômica é dita eficiente no sentido de Pareto quando não há forma alguma de melhorar a situação de uma pessoa sem piorar a de outra.

A respeito do tema, podem ser destacadas duas linhas. A primeira busca demonstrar que as ineficiências paretianas dos mercados se originam de externalidades de modo indireto, uma vez que a ocorrência de externalidades leva à má alocação dos recursos, distribuídos ineficientemente. A segunda linha, por sua vez, enfoca o refinamento da noção de externalidade, procurando identificar e analisar suas novas formas de manifestação, incluindo-se nelas as denominadas externalidades de rede (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997).¹³

Oriundas de interações de numerosos agentes cujas ações geram resultados interdependentes, as externalidades de rede podem ocorrer quando, entre outros fatores, faz-se presente: a) interfaces tecnológicas que exigem alguma padronização que visa garantir a compatibilidade entre as soluções adotadas pelos diversos agentes; b) tecnologias cuja difusão se dá de modo que os ganhos de cada agente com sua adoção dependem da utilização por outros agentes; c) base produtiva na qual as empresas operem com fluxos e estoques em um sistema interligado (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997, p. 44).

¹³ Jaffe *et al.* (2005, p. 167) colocam que as externalidades de rede existem se “[...] a product becomes technologically more valuable to an individual user as other users adopt a compatible product (as with telephone and computer networks, for example).

Considerando que as externalidades geram problemas organizacionais, relacionados inclusive aos custos de transação,¹⁴ e que a ocorrência de externalidades de rede também pode constituir falhas de mercado, a intervenção reguladora do Estado também é justificada nos casos em que as externalidades podem ser detectadas.

Constata-se, de forma resumida, que os setores de infraestrutura possuem características que os distinguem da maioria dos demais mercados de uma economia capitalista. Tais características incluem a ocorrência de monopólios naturais, indústrias de rede e externalidades, por exemplo. Neste contexto, as especificidades desses setores fazem com que o processo competitivo, considerado desejável e capaz de gerar resultados satisfatórios em termos sociais, apresente distorções ou “falhas”, de modo que seja necessária a ação compensatória do Estado, na busca pela eficiência econômica.

Por fim, aceita-se, na análise econômica, as situações de monopólios ou oligopólios naturais “como um custo social em perda de bem-estar a ser concedido em troca de um benefício de maior eficiência produtiva estática (custos unitários mais baixos)” (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997, p. 18). Para tanto, é condição essencial que o monopólio seja submetido à regulação, de forma a assegurar que os preços, de fato, garantam o benefício à sociedade.

1.2. PRINCIPAIS DESAFIOS DA REGULAÇÃO

1.2.1. As noções de Eficiência e de Modicidade Tarifária

Ao se pensar sobre a regulação econômica, faz-se essencial considerar que um de seus objetivos centrais é aumentar o nível de eficiência dos mercados, o que equivale a dizer, segundo as teorias normativas de regulação, que o Estado deve intervir na dinâmica do mercado quando o seu sistema de transações falha em proporcionar uma alocação eficiente dos recursos (FARINA, AZEVEDO, PICCHETTI, 1998).

A noção de eficiência, no entanto, pode adquirir acepções distintas, sendo usualmente empregados os termos eficiência produtiva, alocativa e distributiva. A definição

¹⁴ Os custos de transação são definidos como os recursos dispendidos para a coordenação das interações entre os agentes econômicos, em um contexto no qual torna-se difícil compatibilizar *ex ante* as condutas dos agentes, em virtude das incertezas e dos oportunismos que podem ocorrer nas transações (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997). Em outras palavras, estes custos decorrem das formas pelas quais as transações econômicas são processadas, de modo que podem ser vistos como aqueles não relacionados diretamente à atividade produtiva (PINTO JR., PIRES, 2000).

de eficiência produtiva se relaciona à operação sobre uma dada função de produção a partir da minimização dos custos de produção, o que significa, em outras palavras, operar numa dada unidade produtiva em nível próximo o bastante do rendimento máximo permitido, considerando dada tecnologia. Já a eficiência distributiva trata da eliminação de lucros extraordinários, fazendo com que o consumidor também se aproprie dos ganhos de eficiência do monopolista (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996). O emprego de uma nova tecnologia, por exemplo, pode levar a ganhos de produtividade, que devem ser eficientemente distribuídos, de modo que o consumidor final dos serviços também se beneficie de tais ganhos.

O termo “eficiência alocativa”, por sua vez, estritamente econômico e mais habitual entre os economistas, formulou-se teoricamente por referência ao modelo de equilíbrio geral competitivo. Trata-se da aplicação do conceito de Ótimo de Pareto a uma economia competitiva. Este conceito define que são comparáveis, em termos de bem-estar social, as alocações sociais nas quais a utilidade de pelo menos um agente econômico varia sem provocar na utilidade de qualquer outro a variação em direção oposta. Em outras palavras, não são comparáveis em termos de Pareto “duas situações tais que a utilidade de alguém aumenta enquanto a de outrem diminui” (POSSAS, 2004, p. 75). Dito de outra forma, uma situação é eficiente no sentido de Pareto quando não existe forma alguma de melhorar a condição de um agente econômico sem piorar a de outro.

A eficiência alocativa ocorreria, então, quando os preços de mercado de bens e serviços fossem iguais aos seus custos marginais de produção. Qualquer desvio dessa eficiência se traduziria na perda de excedente consumidor, o que acarretaria uma diminuição do bem-estar social (FARINA, AZEVEDO, PICCHETTI, 1998). Convém ressaltar que essa noção de eficiência alocativa é baseada em critérios estáticos e em pressupostos de concorrência perfeita em todos os mercados. Por outro lado, as situações encontráveis nas indústrias reais, pautadas em concorrência imperfeita, em um contexto de assimetria de informação, externalidades, entre outros fatores, são tratadas pela ortodoxia econômica como “falhas de mercado” (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996).

Firth e Mellor (1999) colocam que as mudanças na regulação alteram o funcionamento de um ambiente de tal modo que estabelecem um conjunto de opções a partir das quais a empresa pode escolher inovar. A regulação influencia, então, o que será aprendido ao criar incentivos e alterações nos ambientes nos quais os agentes interagem.

Como a mudança regulatória influencia no incentivo à inovação, determinados ambientes regulatórios são mais, outros menos, incentivadores, no que diz respeito à decisão de inovar.

Em um contexto de transformação do ambiente competitivo,¹⁵ a noção estática de eficiência alocativa pode ser superada pelo enfoque Neo-Schumpeteriano, no qual é atribuído um caráter dinâmico às estruturas de mercado e às condutas e estratégias competitivas. Dessa forma, sob esta perspectiva, é considerada uma importante dimensão do processo competitivo, a saber: a mudança tecnológica. Neste sentido, de acordo com Possas (2004, p. 86),

O enfoque centrado na noção estática de eficiência alocativa é claramente insuficiente para lidar com tais situações, uma vez que elas implicam não só um *trade-off* intertemporal entre eficiências presente e futura, que requerem um tratamento *dinâmico* para a eficiência, mas a incorporação de *incerteza* (em sentido forte, não redutível a risco) quanto aos resultados futuros de investimentos e inovações presentes.

Na visão de Possas (2004), a melhor opção para uma teoria econômica alternativa que trate de pressupostos dinâmicos, centrada na concorrência e na inovação, é a abordagem Neo-Schumpeteriana. Nessa perspectiva, a concorrência não é um dado ou um conjunto de precondições, mas sim um “[...] processo de interação entre unidades econômicas voltadas à apropriação de lucros e à valorização dos ativos de capital [...]” (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996, p. 12).

Ademais, a concorrência não pressupõe condições de equilíbrio, pelo contrário, o desequilíbrio prevalece como norma, posto que ele resulta do processo competitivo, no enfoque Schumpeteriano. Neste contexto, a concorrência não se opõe ao monopólio, sendo, na realidade, o resultado de um esforço competitivo que acaba por criar, reforçar ou dissipar assimetrias de informação, tecnologias, estratégias e poder de mercado (POSSAS, 2004).

Ressalta-se a importância de se abordar, ainda, as noções de eficiência que surgem a partir de diferentes análises, as quais incluem os conceitos de eficiência dinâmica e seletiva. A definição de eficiência dinâmica é uma alternativa conceitual à noção de uma otimização alocativa estática dos recursos, ao considerar uma alocação Pareto-ótima de recursos entre presente e futuro. Dessa forma, introduz na análise o elemento do dinamismo em relação à eficiência presente e futura, expressa na expectativa de melhoramento de produtos e processos. De todo modo, o enquadramento teórico dessa definição é, ainda,

¹⁵ Entende-se por ambiente competitivo o conjunto de estratégias inovativas e a adoção de estímulos à eficiência produtiva, no plano das empresas, e, em âmbito mercadológico, a existência sistemática de pressões competitivas, internas e potenciais, e de fatores favoráveis à concorrência (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996).

predominantemente paretiano, uma vez que a noção de bem-estar é caracterizada por uma eficiência alocativa intertemporal (POSSAS, FAGUNDES, PONDÉ, 1996; POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997).

Sob o enfoque da abordagem evolucionária Neo-Schumpeteriana, é preferível abordar a ideia de “eficiência seletiva” dos mercados, ou seja, estes são vistos essencialmente como ambientes de seleção de inovações. À capacidade do mercado, enquanto ambiente competitivo, de induzir e selecionar inovações de produto e processo denomina-se “eficiência seletiva”. Desse modo, as eventuais reduções de custos e preços e as melhorias na qualidade dos produtos costumam ser detectadas. Levando em consideração o caráter dinâmico de funcionamento dos mercados, o que implica dizer que o ritmo dos processos varia no tempo e que os setores estão em constante transformação, faz-se necessário tratar a regulação também de forma dinâmica, não estática. Ao longo do tempo, é necessário que a regulação se adapte às novas condições do mercado.¹⁶

Ao tratar da adaptação às mudanças, já em relação aos órgãos reguladores, Berg (2000) apresenta cinco fases do ciclo de vida de um órgão regulador, desde seu nascimento à “idade avançada”. De acordo com o autor, “[...] *When regulatory agencies attempt to apply old rules to new situations, there is danger that they are falling into the final stage of the cycle of regulation: senility*” (BERG, 2000, p. 169). Neste contexto, se os órgãos e as autoridades regulatórias não se ajustam à medida que as transformações ocorrem e a tecnologia avança, os instrumentos de regulação podem se tornar ineficientes.

O desenho de um modelo regulatório que permaneça eficiente em face dos impactos dos avanços inovativos é facilitado, inclusive, pelos processos de aprendizagem da reguladora em relação à determinada tecnologia vigente. Considerando que as mudanças tecnológicas podem alterar a adoção de estratégias por parte das empresas reguladas - mediante, por exemplo, expansão para outros mercados, como nas estratégias de diversificação de atividades e internacionalização - tais mudanças podem levar à elevação de custos de transação (obtenção de informações) do processo regulatório.

Por outro lado, quando os processos de aprendizagem, experiência setorial e aperfeiçoamento da base de informações dos órgãos reguladores evoluem, as assimetrias de informação tendem a se reduzir, o que pode, conseqüentemente, diminuir os custos da

¹⁶ Neste sentido, Price e Ross (2014, p. 182) colocam que a regulação “*must evolve, or it will decay. The complex systems that ultimately determine the experience of customers and society in regulated sectors are constantly changing. And the expectations of customers and society are changing too. [...] then it is clear that the tools we use and the way we use them must evolve to be successful.*”

regulação, facilitando seu exercício, o qual deve levar em conta as mudanças nas estruturas dos mercados e nos mecanismos de regulamentação (PINTO JR., PIRES, 2000). Em outras palavras, se o monopolista pode utilizar da assimetria de informações para elevar preços e praticar ações em seu próprio benefício, à medida que o regulador aperfeiçoa sua base de informações, torna-se mais apto ao exercício da regulação.

Dessa forma, para assegurar que os objetivos da regulação sejam alcançados, é preciso estabelecer - e revisar- arranjos que considerem os comportamentos estratégicos (por vezes imprevisíveis) das firmas; os problemas ocasionados pela assimetria de informação, etc., ao longo do tempo, tratando a regulação, portanto, de forma dinâmica. A regulação deve ser dinâmica sem se tornar, no entanto, instável. Deve, portanto, promover a estabilidade das regras e decisões da política regulatória. Neste sentido, Faraco e Coutinho (2007) argumentam que

[...] a estabilidade [...] deve vir acompanhada de mecanismos que admitam flexibilidade e capacidade de adaptação a novos cenários como condições de eficácia operacional e também de legitimidade democrática do próprio regime regulatório. Em outras palavras, é preciso haver lugar para mudanças impulsionadas, entre outros fatores, pelo dinamismo tecnológico e pelo aumento (ou diminuição) do grau de rivalidade entre os agentes econômicos [...] (FARACO, COUTINHO, 2007, p. 262).

Considerando a existência da assimetria informacional entre agentes, além de outras falhas de mercado, percebe-se que um dos desafios à regulação diz respeito à satisfação de distintas necessidades dos três atores principais envolvidos na atividade regulatória, a saber: firmas reguladas; governo e órgão regulador. Como os interesses entre os grupos se diferenciam, surgem problemas transacionais. A regulação deve, por conseguinte, encontrar - inclusive na fixação de tarifas - o ponto que seja eficiente a todos os agentes, o que traz à teoria a noção de modicidade tarifária. Esta noção, referente à formação de preços, destaca-se aqui como questão central na regulação, uma vez que envolve aspectos do excedente e de sua distribuição.

De acordo com Gonçalves (2013, p. 42), o princípio de modicidade tarifária visa, sobretudo, assegurar o acesso ao serviço público a todos os que dele necessitem, permitindo a universalidade do acesso. Neste contexto, Pinto Jr. e Pires (2000) e Araújo (1997) colocam que uma das tarefas dos órgãos reguladores é a de fixar regras tarifárias que conciliem os interesses tanto dos consumidores quanto das firmas reguladas. Pinto Jr. e Pires, no entanto, pontuam a dificuldade de se estabelecer “tarifas justas” e de garantir a universalidade dos serviços, em um ambiente no qual se faz presente a assimetria de informação.

Gonçalves (2013, p. 39) assume que “ao conceituar a modicidade tarifária como necessidade de prestação de serviço público mediante tarifas justas, esta justiça só tem sentido quando se analisa a questão sob o aspecto do usuário”. A autora argumenta que, ao analisar pelo lado do concessionário, a tarifa será sempre justa, desde que mantenha o equilíbrio econômico-financeiro da empresa, mediante previsão legal de revisão e reajustes.

Acrescenta ainda que, embora a tarifa módica corresponda, em relação ao usuário, àquela que permite o menor custo possível em face da adequação do serviço, nem sempre ela alcança um valor reduzido, de modo que não necessariamente seja uma tarifa justa a todos os usuários. Desse modo, nem sempre se faz presente o princípio da generalidade, atrelado ao de modicidade, por meio do qual deve ser proporcionado o amplo acesso ao serviço. Caso o valor da tarifa não possa ser suportado pelo usuário, apresentam-se alternativas para garantir o acesso aos serviços, tais como a tarifa social e o subsídio estatal, uma vez que a prestação do serviço público é sempre dever do Estado, mesmo que o serviço não seja prestado diretamente por ele, mas indiretamente, mediante concessão (GONÇALVES, 2013).

Em resumo, a noção de modicidade tarifária abrange, concomitantemente, o atendimento aos interesses: a) das concessionárias enquanto responsável por uma atividade econômica (visa ao lucro), que necessitam de investimentos para adequada operação; b) dos usuários, que necessitam consumir os serviços a partir de uma tarifa “justa”; c) do Estado, que deve manter suas políticas públicas em funcionamento, uma vez que é o responsável pela prestação direta ou indireta (delegação) dos serviços públicos.

Neste sentido, Faraco e Coutinho (2007) expõem que a regulação deve, então, assegurar que sejam atendidas, simultaneamente, as demandas dos consumidores e os retornos razoáveis aos investidores, os quais devem ser, ainda, estimulados a repassar os ganhos de produtividade e inovações (tecnológicas ou gerenciais) a seus usuários, distribuindo-os eficientemente. Deve buscar, enfim,

“[...] uma espécie de ‘ponto ótimo’, no qual as tarifas para o consumidor sejam as mais baixas possíveis sem prejuízos de retornos considerados adequados para os investidores privados. Tudo isso, vale dizer, não ocorre no vazio. Subjacente à ação reguladora, muito frequentemente se encontra um contrato de concessão que, juntamente com a primeira, encerra o núcleo desse compromisso de longo prazo (FARACO, COUTINHO, 2007, p. 264).

1.2.2. Órgãos reguladores e o problema da captura

Além dos desafios referentes à satisfação dos interesses de distintos atores na fixação de tarifas e da tarefa da regulação de cumprir objetivos sociais, diante de um contexto de assimetria de informação entre os agentes econômicos, coloca-se a necessidade de desenhar o aparato institucional de forma que ele permita um melhor enfrentamento das questões regulatórias. Neste sentido, um dos aspectos a se considerar é a criação de condições que dificultem a ocorrência dos efeitos adversos de falhas como a assimetria informacional, bem como a necessidade de atentar para as características requeridas aos órgãos reguladores a fim de evitar problemas como a “captura”.

Em relação aos órgãos reguladores, são distintas as formas que eles podem assumir, no que diz respeito aos arranjos institucionais para a atividade regulatória. Tais arranjos podem ser exemplificados pela regulação em formato das *Public Utility Commissions* (Comissões) americanas e por meio de Agências Reguladoras Autônomas (ARAÚJO, 1997; PINTO JR., PIRES, 2000).

Até o final dos anos 1980, vigorou no Brasil um modelo no qual a propriedade estatal era a principal característica, sendo que a provisão da infraestrutura ocorria de forma direta pelo Estado. Neste modelo, a regulação estava limitada, de modo geral, à expedição de normas e regulamentos pelo Poder Executivo. Em meados dos anos 1990, a partir dos processos de privatização de áreas como energia e telefonia, foi efetivamente implantada a regulação no Brasil em formato de agências reguladoras (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009).

Ferreira (2002) e Bahiense (2003) colocam que, no início da década de 1990, o Estado brasileiro viu a necessidade de enxugar a sua máquina administrativa por uma série de fatores, tais como: a) o esgotamento da capacidade financeira para a realização de investimentos em infraestrutura; b) a alta taxa de crescimento da demanda e a consequente necessidade de ampliar o atendimento; entre outros. Os autores assinalam que as agências reguladoras surgiram em um contexto de redução dos gastos públicos, pela necessidade de balancear a descentralização da ação estatal – com a delegação dos serviços públicos à iniciativa privada – e a preservação do interesse público. Neste sentido, o Governo Federal, ao enxergar a necessidade da delegação e da descentralização do processo regulatório, criou as agências reguladoras.

Berg (2000) esclarece que as Comissões Reguladoras Independentes surgiram em um contexto global de criação de órgãos para executar funções previamente realizadas pelos ministérios do governo ou por empresas estatais. As Comissões se estabeleceram como

necessárias, então, para reduzir déficits orçamentários e promover a expansão do setor de infraestrutura a partir da participação privada. Desse modo, a privatização das empresas não se deu com a completa retirada do governo do setor, mas por meio do estabelecimento de novos papéis.

Independentemente do arranjo institucional possível para a regulação, refletido pelo marco político-institucional de cada país, é possível identificar em todos eles elementos comuns. É necessário que o arranjo represente, sempre, três atores distintos, a saber: firmas reguladas; governo; e órgão regulador, sendo que o último tem delegação para agir nos interesses da sociedade como órgão normativo arbitrador de conflitos (ARAÚJO, 1997; PINTO JR., PIRES, 2000). Nota-se, ao considerar os três atores, a possível ambiguidade no papel do regulador, que deve atender aos interesses da sociedade e das firmas reguladas, expressos por distintos grupos de pressão. Neste sentido, Berg (2000, p. 162) assinala que

Many analysts have characterized the task of regulatory agencies as balancing the interests of three groups: consumers, investors, and government. [...] However, the task is clearly even more complicated, since the interests of different groups within each constituency can be at odds [...].

Em um contexto no qual os diversos agentes se relacionam com interesses muitas vezes distintos, a regulação pode ser interpretada como uma resposta política governamental às pressões de grupos de interesse (consumidores e empresas, por exemplo) cujos objetivos conflitam entre si, de modo que as agências reguladoras surgiriam como uma instituição extra mercado direcionada à resolução de conflitos econômicos, a partir da demanda de diferentes grupos sociais. Nesse sentido, a existência das agências faria com que os consumidores se sentissem mais seguros de que seus interesses são preservados.

No entanto, um problema que se coloca em relação à existência de agências reguladoras é a possibilidade de a agência ser “capturada” em benefício de determinado grupo de interesse. Sob esta perspectiva, podem surgir vieses favorecendo “determinados grupos de pressão, representados diretamente ou através do governo, e vieses em favor das firmas reguladas. Nestes casos, diz-se que o regulador foi capturado” (ARAÚJO, 1997, p. 15). Ferreira (2002, p. 3) esclarece que o órgão regulador é capturado quando “passa a confundir o bem comum com os interesses da indústria que é por ele regulada. [...] diluem-se os papéis na relação entre o regulador e o agente [regulado]”.

Posner (2000) também aponta que a regulação pode ser adquirida por grupos politicamente eficazes para sua própria proteção, o que ocorre quando as firmas reguladas (ou outro agente econômico) “capturam” a agência reguladora, de modo que “[...] *they can*

use their position to increase profits directly by getting the agency to fix a high permitted level of profits and forbid the entry of new competitors” (POSNER, 2000, p. 28).

Além da possibilidade de captura ocorrer a partir das firmas reguladas, pode se dar por parte do governo, um dos três atores representados pelo arranjo regulatório. Neste caso, a autonomia do órgão regulador se perde e sua potencial preocupação no sentido de não ficar refém de outro órgão da esfera governamental não impede o enviesamento das decisões das agências a favor de determinadas políticas de governo.

Independentemente do grupo de interesse favorecido, a captura se dá tanto por meios políticos e administrativos quanto por mecanismos ligados à assimetria de informação entre reguladores e regulados. Na ocorrência deste desequilíbrio informacional, determinado agente pode pensar, sobretudo, em seu próprio benefício, o que o levaria a agir de forma oportunista ou colusiva. Na busca por influência, os agentes econômicos negociam a informação por meio de mecanismos distintos, legais ou ilegais, conforme apresentam Spiller e Liao (2006).¹⁷

Ao expor os processos políticos envolvidos na regulação e sua demanda por grupos de interesse, Stigler (2000) coloca como um problema da regulação a descoberta de quando e por que uma indústria consegue utilizar o Estado para benefício próprio. O autor assinala que, apesar de a regulação ter sido instituída, a princípio, no sentido de preservar o interesse público, percebe-se que existem interesses diversos entre o público e nem todos são beneficiados. De acordo com o Stigler (2000, p. 4), *“political systems are rationally devised and rationally employed, which is to say that they are appropriate instruments for the fulfillment of desires of members of the society”*. Isso implica dizer que o Estado age em prol de grupos de interesse específicos.

Baxter (2012) aponta que a captura se tornou um proeminente elemento no debate de políticas públicas, no que diz respeito à regulação dos setores financeiros, inclusive. Como uma teoria da distorção privada do interesse público, o conceito de “captura” é importante para diagnosticar falhas regulatórias e para ensinar formas de prevenir futuras crises. Price e Ross (2014, p. 180) colocam a necessidade de se evitar a captura *“when parts of a regulator's workforce are embroiled in the day-to-day interactions with regulated companies, this is always something that needs to be guarded against.”*

¹⁷ Os autores Spiller e Liao (2006), no texto *“Buy, Lobby or Sue”*, indicam como a busca por influência se relaciona com a assimetria informacional, de modo que os agentes negociam informação em troca de influência. Em outras palavras, essa assimetria constitui importante fator para a ocorrência de ações colusivas e da “captura”, por exemplo.

Baxter (2012) e Moss e Carpenter (2013) argumentam que a captura pode se manifestar de diferentes formas, variando da mais forte à mais sutil, ao qual denominam captura cultural. Moss e Carpenter (2013, p.452) esclarecem que a captura não é uma questão de “tudo ou nada” e que a antiga noção de Stigler, na qual o regulador é completamente capturado, é possivelmente uma raridade, caso exista, dado que a captura assume formas variáveis.

Os autores distinguem a captura como forte e fraca, sendo a forte realmente prejudicial ao interesse público. A fraca, no entanto, produz uma regulação menos eficiente do que poderia ser, mas não é tão prejudicial de fato. Ademais, quanto ao grau que a indevida influência exerce sobre a regulação, afastando-a do interesse público, pode ser intenso ou limitado (MOSS, CARPENTER, 2013). As implicações políticas, no caso da captura ser forte, seriam óbvias para os autores: ou o problema da captura seria resolvido ou a regulação deveria ser removida. É argumentado ainda que, quanto mais se entende a natureza da influência de interesses sobre a regulação, mais se torna possível encontrar uma série de maneiras para remediar e limitar o problema da captura da regulação, incluindo soluções – não limitadas a isso, no entanto – como a desregulamentação.

Para Baxter (2012), a captura pressupõe um ambiente concorrencial claramente delineado, no qual há interesses divergentes entre os grupos, de modo que uma das partes influencia indevidamente os reguladores, aos quais fora atribuída a tarefa de defender o interesse público. Pinto Jr. e Pires (2000) esclarecem que a captura do órgão regulador tem por consequência a perda de credibilidade da agência como árbitro de conflitos, o que pode levar ao aumento dos custos da regulação e à diminuição de sua eficácia. Em outras palavras, o problema da captura faz com que a regulação beneficie determinado grupo de interesse, em detrimento de outros, culminando na enviesada alocação dos recursos.

Moss e Carpenter (2013) assumem que a existência de uma comissão reguladora independente exerce um importante papel na redução da corrupção dos legisladores, mas a própria comissão fica sujeita à influência de interesses. Em um contexto no qual a captura do aparato regulador leva à ineficiências no processo regulatório, devem ser criadas condições que possam inibir e dificultar as formas de captura dos órgãos reguladores. Para tanto, existem algumas características e configurações desejadas para as agências, as quais podem, em funcionamento, aumentar a credibilidade de tais órgãos e evitar a captura.

Neste sentido, de modo geral, a literatura especializada apresenta a importância dos seguintes elementos: a) autonomia (administrativa, financeira) do órgão regulador, b)

estabilidade de seus membros; c) transparência na gestão; d) definição clara e precisa dos limites de competência da agência (BAHIENSE, 2003; BAXTER, 2012; OLENSCKI, 2005; MOSS, CARPENTER, 2013; BERG, 2000; GASSNER, PUSHAK, 2014; BOLT, 2014).

Em relação à autonomia decisória e financeira do órgão regulador, é facilitada quando a agência é dotada de recursos, pessoais e financeiros, que permitem sua adequada operação. Quando as receitas da agência, por exemplo, são compostas, basicamente, por recursos próprios, o órgão fica dispensado de subordinação hierárquica, o que confere agilidade a suas iniciativas. Dessa forma, o incentivo público deve ocorrer por meio de adequação dos recursos da agência, não por promessas de recompensa daqueles que são por ela regulados. O modelo instituído para as agências reguladoras brasileiras, estabelecendo que as instâncias regulatórias devem ser exercidas por autarquias especiais, considera a preocupação referente à autonomia do órgão regulador (BAHIENSE, 2003; BAXTER, 2012; OLENSCKI, 2005; MOSS, CARPENTER, 2013; BERG, 2000; GASSNER, PUSHAK, 2014).

A configuração de agências reguladoras independentes é de significativa importância para que as políticas setoriais sejam bem sucedidas. Neste sentido, a disponibilidade de recursos promove a autonomia dos órgãos reguladores e reduz a probabilidade de interferência política, o que leva ao menor risco de captura e a maior eficácia no exercício das atividades. Ademais, faz-se necessário que a agência opere fora do controle dos três poderes do Estado, bem como da influência de partidos políticos, e que suas ações sejam alicerçadas por considerações de ordem técnica e não por razões políticas, de modo que a agência possa tomar decisões autônomas, o que as torna mais estáveis e confiáveis.

No que diz respeito à estabilidade dos membros da agência, é fundamental que seus integrantes possam tomar decisões difíceis sem prejuízo às respectivas carreiras, não arriscando seus empregos ao optarem por medidas impopulares. Para tanto, precisam ter seu mandato legal preservado. No entanto, faz-se necessária a adequada rotação dos reguladores, de modo que eles não permaneçam tão pouco em seus mandatos que não possam focar em suas responsabilidades, nem tanto tempo que possam desenvolver uma relação de afinidade tão próxima com aqueles que regulam.

Acrescenta-se a isso a importância da formação de um quadro de pessoal especializado e em volume adequado, com a diversificação e a independência do *expertise*. A excelência técnica dos quadros reguladores e o adequado conhecimento obtido pelos

reguladores sobre o negócio que regulam contribuem para que as decisões tomadas sejam legítimas (BAXTER, 2012; OLENSCKI, 2005; BERG, 2000; BAHIENSE, 2003).

Quando à transparência na gestão, a fim de afastar o risco de captura e dar legitimidade social à agência, pode ocorrer por meio de mecanismos como: não coincidência de mandatos entre os diretores das agências; estabelecimento de canais de comunicação com a sociedade; cobertura da mídia, que pode representar um importante baluarte contra a captura; revisões judiciais das decisões regulatórias; exposição dos procedimentos legislativos a diferentes perspectivas, incluindo uma ampla gama de autoridades e interesses, por meio das quais é possível diversificar as fontes de informação (MOSS, CARPENTER, 2013; BAXTER, 2012; OLENSCKI, 2005; BAHIENSE, 2003).

A promoção e a manutenção de princípios como transparência e *accountability* envolve ainda aspectos como a adequada capacidade regulatória; o acesso real dos *stakeholders* aos processos regulatórios; as verificações externas, seja pela mídia, comitês representativos, etc. e as verificações internas, com mudanças de regras e atitudes internas à indústria; o controle democrático do órgão, mediante mecanismos de prestação de contas à sociedade (BAHIENSE, 2003).

Por fim, para uma adequada capacidade de regulação, os limites de competência da agência precisam ser bem definidos, a partir da clara e coordenada missão da agência e de valores que deem suporte a suas ações. Tais valores representam os princípios que embasam as atividades e a visão do órgão regulador (BERG, 2000; BAXTER, 2012).

As características mencionadas podem, em conjunto, aprimorar o exercício das atribuições de um órgão regulador, entre as quais estão: fazer cumprir as leis; elaborar regulamentos que deverão ser aplicados aos produtores, transportadores, distribuidores e consumidores dos serviços concedidos; coibir condutas anticompetitivas; estabelecer as bases para o cálculos das tarifas, bem como fiscalizá-las e controlá-las; permitir amplo acesso às informações sobre a prestação de serviços públicos, inclusive acerca das próprias atividades da agências, entre outras funções (FERREIRA, 2002).

Importante colocar que, em um contexto de assimetria de informação, a autonomia do regulador, com mandado bem definido, conhecimento técnico e disponibilidade de meios e materiais e humanos, pode facilitar, mas não assegura o funcionamento da atividade reguladora sem distorções. Ademais, para diminuir as falhas relacionadas à informação, devem ser realizadas auditorias periódicas das firmas, procedimento que pode atenuar,

embora não elimine, a assimetria de informação. Neste cenário, Berg (2000, p. 163, tradução nossa) esclarece que

A atividade regulatória envolve a incorporação de interesses de numerosos grupos nas políticas que levam ao melhoramento do desempenho dos setores. Dessa forma, a presença dos três fatores (recursos, mandato e valores) não torna simples a efetiva regulação, mas a torna possível.

1.3. JUSTIFICATIVAS DA REGULAÇÃO DO SETOR DE ABASTECIMENTO

Os serviços de abastecimento de água, integrantes do saneamento básico, possuem importantes características físicas e econômicas que justificam a regulação no setor.¹⁸ Dentre as características do saneamento, podem ser destacadas: a) a essencialidade no uso e consumo dos produtos (água); c) as externalidades no funcionamento do setor (GALVÃO JR.; PAGANINI, 2009; HOLANDA, 1995; SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2004; CORREIA, 2008).

O caráter essencial dos serviços (essencialidade), no que se refere ao seu consumo, significa que o atendimento deve independer da capacidade de pagamento do usuário, de modo que seja universal o acesso a eles. Portanto, na ausência de prestadores privados ou na incapacidade de pagamento pelos serviços, o Estado deve intervir para a provisão adequada e universal, devendo custeá-los, inclusive, por meio de subsídios cruzados, quando necessário.¹⁹ Em virtude da universalidade do atendimento (bem essencial) e do poder de monopólio se contrapor ao caráter essencial dos serviços, torna-se de extrema importância o monitoramento contínuo da prestação dos serviços, o que faz, inclusive, com que a regulação se torne necessária.

Quando a produção de bens e serviços impacta, positiva ou negativamente, “a terceiros não relacionados à atividade econômica, tem-se a ocorrência de externalidades” (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009, p. 81). No saneamento, tanto na produção quanto no consumo, surgem externalidades econômicas para indivíduos e comunidades, podendo ser positivas ou negativas. Ao se tratar de externalidades ambientais, as de caráter negativo são mais frequentes.

¹⁸ Holanda (1995), Galvão Jr. e Paganini (2009) e Madeira (2010) apresentam tais características, entre outras.

¹⁹ Os subsídios cruzados ocorrem quando, em uma indústria, os custos maiores de determinada atividade são subsidiados pelas atividades cujos custos são menores, de forma que a média dos custos de tais atividades mantenha a uniformidade da tarifa cobrada. Posner (2000, p. 23) afirma que, por meio desse mecanismo, “serviços não lucrativos são ofertados, às vezes por tempo indeterminado, a partir do lucro de outros serviços” (POSNER, 2000, p. 22, tradução nossa).

Os efeitos externos (externalidades) no setor de saneamento básico ocorrem uma vez que a prestação desses serviços gera impactos em outras áreas, tais como a da saúde, do meio ambiente, etc. Como os efeitos da atividade de abastecimento extrapolam os limites de atuação da regulação setorial, repercutindo em outros setores, amplia-se a complexidade e o volume de informações necessárias para a regulação, o que requer articulação intersetorial (CORREIA, 2008).

Além dessas características, ressalta-se a mudança lenta no padrão tecnológico, o que leva a poucos ganhos de eficiência a partir de avanços tecnológicos e à prolongada vida útil dos ativos, sendo que a maioria deles (localizados em infraestrutura de redes) encontra-se enterrada, o que dificulta a verificação das condições de manutenção e operação da rede e a determinação de seu estado de conservação, elevando os custos de manutenção, a complexidade para detecção de vazamentos nas tubulações e, ainda, a carga de fiscalização e de informação para os reguladores. Convém esclarecer que o baixo dinamismo tecnológico do setor de saneamento acaba por limitar a possibilidade de introdução de mecanismos de competição e inovação (SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2004; CORREIA, 2008).

Holanda (1995) coloca que a prolongada vida útil de ativos enterrados faz com que a negligência em sua manutenção seja detectada bem tarde, o que interfere na qualidade dos serviços prestados. Ademais, torna-se complexa a verificação da qualidade dos produtos pelo usuário, o que justifica a necessidade de estrutura adequada para monitoramento da qualidade dos produtos e serviços ofertados. Os serviços de abastecimento de água são caracterizados, ainda fisicamente, por redes integradas em aglomerados, de forma que a gestão dos serviços envolva mais de um ente federado e a expansão da infraestrutura esteja associada ao planejamento urbano (GALVÃO JR.; PAGANINI, 2009).

Em relação às características econômicas do setor, ao contrário da energia elétrica, a água pode ser estocada, não necessitando que o consumo em determinado período seja igual à produção. No entanto, a necessidade de investimentos é alta, em comparação com outros setores, já que o setor é intensivo em capital e possui elevados custos fixos, sendo que os ativos são específicos e possuem longo prazo de maturação.²⁰ É possível perceber, ainda, no setor a obtenção de economias de escala e escopo (MADEIRA, 2010; SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2004; TUROLLA, 2002).

²⁰ Madeira (2010) estima que os investimentos no setor de saneamento sejam o dobro daqueles necessários ao setor de energia elétrica.

A economia de escala é alcançada à medida que são inseridos novos usuários na rede, de forma que os custos médios sejam, progressivamente, reduzidos. Assim, economias são obtidas a partir da redução do custo para cada ligação adicional de água e esgoto (GALVÃO JR., TUROLLA, PAGANINI, 2008). Como o acesso a tais serviços deve ser universal, os inúmeros consumidores atendidos podem se beneficiar da economia de escala da empresa. Essa característica, em conjunto com economias de escopo, viabiliza a prestação dos serviços por uma única empresa (monopólio natural), já que, se existissem diversas prestadoras de serviços, a economia de escala dificilmente seria alcançada.

A economia de escopo, por sua vez, ocorre no setor de saneamento posto que, para executar serviços de natureza diversa, como abastecimento de água e esgotamento, os custos na produção dos serviços podem ser diminuídos ao se compartilhar as estruturas, concentrando as atividades somente em uma empresa. Para executar serviços distintos, tais como distribuição de água tratada, coleta e tratamento de esgotos, a empresa compartilha, por exemplo, estruturas operacionais, tais como atendimento ao usuário, apoio administrativo, entre outras (GALVÃO JR, PAGANINI, 2009, p. 81).

O fornecimento dos serviços de saneamento requer um alto investimento em infraestrutura, de modo que o capital investido na prestação dos serviços seja recuperado apenas no longo prazo. Além do custo fixo elevado na prestação dos serviços e das economias de escala e escopo, acrescentam-se às características econômicas do setor a demanda inelástica e a existência de ativos específicos (MADEIRA, 2010; PINHEIRO, 2010, GALVÃO JR., PAGANINI, 2009).

A demanda pelos serviços de abastecimento de água e esgotamento é inelástica devido à baixa sensibilidade do consumidor ao preço. Sendo pouco sensível, um aumento de preço não o leva a procurar serviços substitutos. Assim, apesar do aumento dos preços da água, por exemplo, o usuário precisará manter seu consumo, já que se trata de um bem essencial. Como a demanda é inelástica, há a possibilidade de extração de rendas significativas pelo prestador de serviço, monopolista. Dessa forma, a regulação é fundamental para garantir o equilíbrio entre produtores e consumidores.

A especificidade dos ativos, por sua vez, ocorre uma vez que a utilização da infraestrutura é exclusivamente dedicada ao abastecimento e esgotamento, de forma que os ativos tenham valor econômico apenas dentro da atividade para a qual foram desenhados. Dito de outra forma, a alta especificidade dos ativos constitui uma característica do setor na medida em que inexistem usos alternativos para os ativos empregados no abastecimento de

água e no esgotamento sanitário, de modo que os investimentos e a tecnologia utilizada sejam específicos para esses serviços (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009). Nesse contexto, Riordan e Williamson (1985, p. 369, tradução nossa) colocam que, na situação em que há baixa especificidade dos ativos,

[...] os fornecedores podem produzir para uma ampla variedade de consumidores utilizando, em larga escala, a mesma tecnologia de produção. À medida que a especificidade dos ativos cresce, no entanto, o fornecedor precisa especializar seu investimento para determinado comprador.

As características apresentadas, em conjunto, acarretam problemas na relação entre os agentes econômicos, configurando a operação dos serviços de abastecimento de água em um contexto de falhas de mercado e monopólio natural. Quando o livre funcionamento dos mercados não preserva o interesse público, de forma que os operadores não sejam induzidos a um nível de produção com resultados ótimos quanto aos preços praticados, quantidades produzidas e padrões de qualidade ofertados, as falhas de mercado podem ser corrigidas a partir da provisão direta de bens e serviços pelo Estado, como ocorre na propriedade estatal, ou por meio da regulação (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009). Embora a propriedade estatal seja considerada uma alternativa à regulação, não exclui a necessidade de que os serviços prestados por empresas estatais também sejam regulados, uma vez que se faz presente o principal motivo da regulação, que é a correção das falhas (MADEIRA, 2010).

2. O MODELO REGULATÓRIO INGLÊS

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais características do modelo regulatório inglês, a fim de levantar uma discussão a respeito das similaridades e das distinções entre este modelo e o brasileiro. Visa também buscar elementos comparativos que poderiam ser aplicados de forma a facilitar a busca pela eficiência regulatória, particularmente quanto ao desenvolvimento do setor de abastecimento de água brasileiro. Para tanto, o capítulo está estruturado em cinco subseções, tendo como pontos fundamentais: a) histórico do setor de abastecimento inglês; b) estrutura regulatória; c) modelo de tarifação; d) regulação e dinâmica tecnológica; e) regulação e questões ambientais.

O capítulo considera dados de órgãos que por vezes possuem âmbito de incidência para além da Inglaterra e abrangem o Reino Unido como um todo. Apesar de utilizar tais dados, os quais são importantes e nem sempre fornecidos separadamente, o escopo de pesquisa é restrito à Inglaterra.

2.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO INGLÊS

A Inglaterra é um país que dispõe de vasta experiência em relação à forma como vem administrando seus serviços públicos ao longo do tempo, de modo que se tornou referência tanto por suas alternativas de nacionalização e estatização, quanto por seus experimentos de regulação e privatização. O país foi um dos primeiros a desenvolver o modelo de concessão de serviços à exploração privada, no contexto de influência do liberalismo de Adam Smith e do poder econômico da nascente burguesia industrial do século XVIII. Inicialmente, os serviços privatizados foram os de transportes, tendo sido promulgada, ainda em 1706, a legislação para construção da primeira estrada-pedágio (HOLANDA, 1995).

A evolução das transformações institucionais pelas quais tem passado o setor de saneamento inglês nas últimas décadas pode ser retratada, para fins de caracterização, em torno de quatro períodos principais, a saber: a) antes de 1973; b) de 1973 a 1985; c) de 1985 a 1989; d) de 1989 aos dias atuais (AMPARO, CALMON, 2000). Até 1973, a estrutura do setor era caracterizada por sua fragmentação, com as funções de saneamento e regulação divididas entre um número amplo de organizações locais.

Neste modelo descentralizado de gestão que prevaleceu até 1973, os serviços de abastecimento e esgotamento sanitário eram, essencialmente, prestados por centenas de organizações públicas locais, municipais ou intermunicipais, havendo basicamente três tipos de estruturas envolvidas com as atividades do setor: a) operadores de serviços de abastecimento; b) operadores de serviços de esgotamento; c) órgãos de conservação dos rios ou Autoridades Regionais de Águas (*River Water Authorities - RWA*).

Neste contexto, até meados da década de 1950, haviam mais de mil entidades independentes operando os serviços de água. Nas décadas seguintes, em virtude de fusões e consolidações motivadas pela busca de ganho de escala, decresceu significativamente o número dessas organizações. Já no início da década de 1970, existiam 198 operadores de serviços de água, dos quais 64 eram empresas públicas administradas por autoridades governamentais locais, 101 constituíam empresas contratadas por Conselhos de Administração Conjuntos (conselhos intermunicipais), representados por mais de uma autoridade local, e 33 eram empresas privadas caracterizadas por “companhias estatutárias” que atuavam exclusivamente no abastecimento de água (HOLANDA, 1995; AMPARO, CALMON, 2000; POLLITT, STEER, 2012).²¹

As companhias de tratamento de esgotos, administradas por autoridades locais, em 1970, totalizavam cerca de 1.300. As Autoridades Regionais de Águas, por sua vez, criadas em 1965, totalizavam, em 1971, 29 Autoridades, responsáveis pela conservação de água, drenagem, pesca, controle de poluição dos rios e, em alguns casos, navegação. Estas Autoridades poderiam construir reservatórios, mas não redes de distribuição ou estações de tratamento. Além desses três tipos de organização, interferiam na área de saneamento outras entidades, como o *Water Resources Board*, órgão encarregado de pesquisas, e o *British Waterways Boards*, responsáveis por canais e navegação (HOLANDA, 1995).

O ano de 1973 é considerado crítico para o setor, em função da Lei das Águas de 1973 (*Water Act 1973*), por meio da qual todo o setor, até então altamente fragmentado, foi reestruturado, com a conseqüente criação de 10 Autoridades Regionais de Águas (*Regional Water Authorities - RWA*), sendo nove na Inglaterra e uma no País de Gales. Tais Autoridades eram responsáveis por controlar os usos da água de cada bacia hidrográfica, de

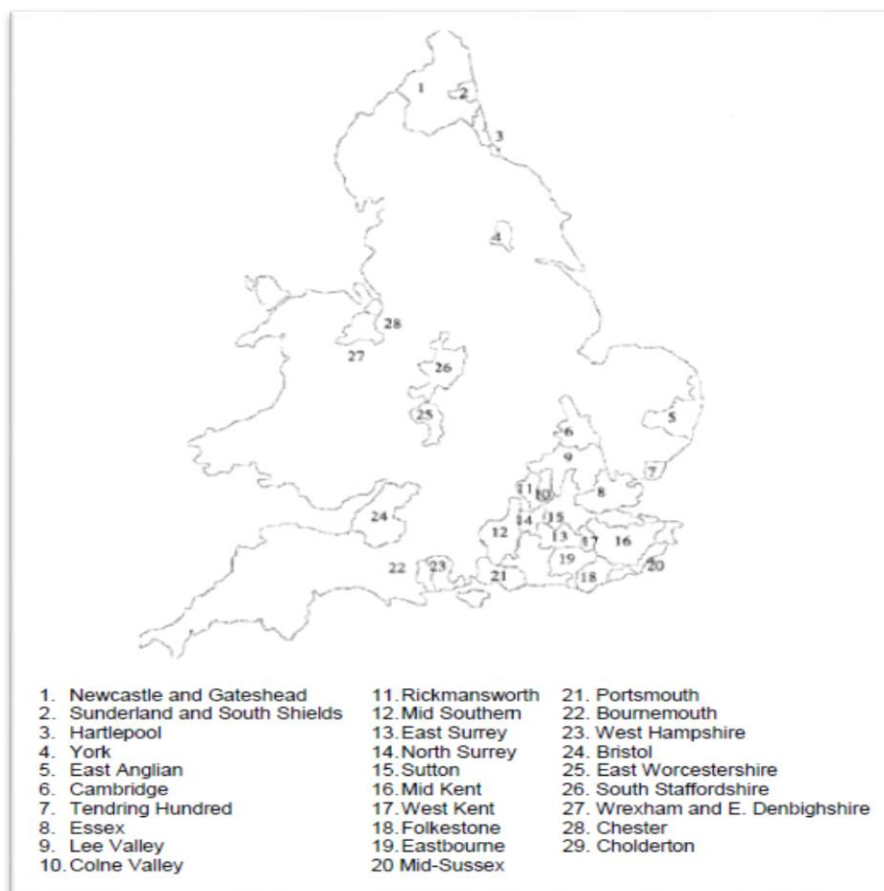
²¹ Estas companhias estatutárias correspondiam a empresas privadas, não registradas e incorporadas por decretos individuais do Parlamento, que tinham lucros e distribuição de dividendos controlados por estatuto (*Statutory Water Companies*). Embora suas ações fossem negociadas na bolsa, estavam sujeitas a uma série de restrições em relação às políticas de dividendos, endividamento, acumulação de fundos, etc. (HOLANDA, 1995; AMPARO, CALMON, 2000).

acordo com o princípio do “gerenciamento integrado” dos recursos hídricos. Essa abordagem integrada de gestão e controle das bacias ganhou notoriedade internacional e apoio de ambientalistas e da comunidade técnicas e acadêmica ligada ao setor (BYATT, 1991; BRIDGEMAN, 2011).

A partir da criação dessas companhias regionais, os ativos foram transferidos dos governos locais para as Autoridades Regionais (RWA), que exerciam uma série de funções classificadas em três categorias: atividades operacionais (abastecimento de água e esgotamento); regulação ambiental e serviços comunitários (drenagem, proteção contra enchentes, etc.). A regionalização significou, portanto, uma nacionalização do setor, uma vez que a administração das RWA ficou a cargo da União, ocorrendo a transferência dos ativos até então de propriedade municipal. No entanto, até 1983, as autoridades municipais ainda detinham representação nos conselhos das RWA, o que se modificou com a edição da nova Lei das Águas (*Water Act* de 1983).

A Lei das Águas de 1983 deu caráter mais executivo aos conselhos das RWA e consumou o afastamento das municipalidades da gestão do setor. Dessa forma, a total nacionalização do setor ocorreu somente em 1983, a partir da restrição da composição dos conselhos e da transferência integral de responsabilidades para o nível nacional. As companhias estatutárias (privadas) foram legalmente mantidas, de modo que o quadro institucional do setor, entre 1973 e 1989, era composto por 29 companhias privadas (estatutárias) e 10 (nove inglesas e uma galesa) Autoridades Regionais (RWA), conforme ilustrado pelas figuras 1 e 2, a seguir.

FIGURA 1-COMPANHIAS ESTATUTÁRIAS (WATER ONLY COMPANIES)
EXISTENTES À ÉPOCA DA PRIVATIZAÇÃO



Fonte: OFWAT (2006).

FIGURA 2 - DEZ AUTORIDADES REGIONAIS DE
ÁGUA (REGIONAL WATER AUTHORITIES - RWA)



Fonte: OFWAT (2006).

Em virtude de sua limitada capacidade de geração e captação de fundos frente às necessidades de expansão e melhorias dos sistemas, as Autoridades Regionais começaram a enfrentar problemas, sobretudo financeiros, oriundos inclusive das políticas monetária e fiscal restritivas impostas pelo governo britânico, tais como a limitação ao crescimento de suas receitas, via controle de tarifas, e à tomada de empréstimos.²²

Diante de uma série de problemas criados pela condução da política monetária governamental britânica (crescimento da inflação, queda de investimentos, etc.), em 1985, o ministro da Habitação e Construção anunciou, no Parlamento, que o governo analisava a possibilidade de privatizar o setor de saneamento, argumentando que a privatização proporcionaria melhores condições de acesso das companhias ao mercado de capitais e viabilizaria os investimentos necessários à reabilitação da infraestrutura do setor e ao cumprimento dos padrões ambientais estabelecidos pela Comunidade Europeia. Além disso, argumentava-se que a atração de capital privado diminuiria a pressão sobre as finanças públicas e levaria a ganhos de eficiência no setor.

Neste cenário, em 1986, o governo encaminhou um projeto de lei ao Parlamento propondo que as RWA fossem transformadas em companhias privadas de interesse público (*Public Limited Companies* – PLC). Houve resistência à proposta original por parte de grupos ambientalistas e daqueles ligados ao Partido Trabalhista e a entidades de classe e de defesa do consumidor, os quais não aceitavam que a provisão de serviços essenciais à saúde pública e ao bem-estar social fossem controlados pela iniciativa privada.

Em relatórios oficiais de debates parlamentares, é possível perceber as divergências políticas acerca da privatização das companhias de abastecimento de água. No Relatório Oficial de 23 de junho de 1986, Simon Hughes, membro do Parlamento Britânico à época, iniciou seu discurso colocando que a Câmara (House of Commons) rejeitaria as propostas governamentais de privatização das RWA, o que iria nas palavras dele

“[...] undermine public accountability without improving efficiency or benefiting the consumer, and which will have serious consequences for capital investment, environmental protection, water resource planning, land drainage, fisheries management and recreational facilities” (UK PARLIAMENT, 1986, p. 31).

Hughes acrescentou que aquela sessão parlamentar foi a primeira oportunidade da Câmara para debater os planos que o governo anunciara no início daquele ano (1986). O parlamentar colocou que privatizar o que é um bem-comum fundamental constituiria a maior

²² A título de exemplificação, em 1975, 80% dos investimentos das RWA eram financiados por empréstimos captados no sistema financeiro, participação que caiu para apenas 10%, em 1986 (AMPARO, CALMON, 2000).

privatização de todas e que o país acreditaria na existência de importantes objeções que tornariam a proposta inaceitável. De acordo com o discurso dele naquela sessão, *“today will mark the beginning of an increasingly well-argued, vociferous and, I hope ultimately, convincing campaign that will dissuade the Government from proceeding down such a political course”* (UK PARLIAMENT, 1986, p. 31). Em suas colocações, Hughes acrescenta ainda que a principal crítica à proposta governamental é a de retirar um bem-público, como a água, da gestão pública e que isso prejudicaria a prestação dos serviços aos consumidores em diversos aspectos importantes.

Com a potencial privatização, as autoridades locais questionaram o governo central a respeito da legitimidade dessa operação, considerando que a União se preparava para vender ativos que não lhe pertenciam, dada a realização dos investimentos pelas comunidades locais, as quais se viam no direito de demandar compensação financeira por conta da transação. Neste sentido, Hughes expõe que os argumentos governamentais são falhos e seguem sua própria lógica de interesse. De acordo com ele, a motivação governamental em relação à privatização se daria a partir de fatores financeiros pela venda de ativos que não lhe pertencem, ou seja, da negociação das RWAs. Em suas palavras, o governo *“when, having sold off as much else as they can, they find that they are running out of money —arguably, to be derived from selling an asset that is not theirs to sell”* (UK PARLIAMENT, 1986, p. 31).

Seguindo a própria lógica de interesse, ao incentivar as privatizações das RWAs, o governo teria minorado o impacto que o setor de abastecimento de água causa em outras áreas, o que fortaleceu as objeções em relação à proposta governamental inicial. Hughes apresentou, em seu discurso parlamentar, a importância das externalidades ocorridas a partir das atividades hídricas, ao afirmar que

[...] Water, inevitably, is a universal need, for supply and for removal. It is vitally concerned with health and hygiene. It is of pre-eminent importance environmentally, and what it does environmentally concerns industry, agriculture, food supply, urban and rural living and leisure. It is unacceptable that the Government should seek to dissociate themselves from a close interest in these matters because they affect consumer safety, protection of the consumer from exploitation, adequacy and cost of services, river water quality, flood control — although there is an exception — and the use of chemicals in agriculture, amongst many other things (UK PARLIAMENT, 1986, p. 32).

John Cunningham, outro membro do Parlamento Britânico à época, colocou que os cidadãos acreditam que a água deve ser um recurso de propriedade e controle públicos, argumento com o qual concordaria o Partido dos Trabalhadores. De acordo com o discurso

de Cunningham, o interesse público deve ser preservado na gestão dos recursos hídricos. O parlamentar afirmou naquela sessão que

The Labour party is wholly opposed to proposals to privatise Britain's water assets which are the nation's most fundamental resource and on which our existence depends. We believe that the water industry should be publicly owned and controlled and that it should be under democratic control and accountability at both regional and national levels. We further believe that the existing river basin management concept of organising the industry should be retained. In the event of any disposal of those assets, a Labour Government would return them to public ownership as a matter of priority (UK PARLIAMENT, 1986, p. 45).

Apesar das fortes críticas, o governo, de maioria conservadora, remeteu ao Parlamento uma nova proposta de privatização com modificações no texto original de 1986, retirando-se da responsabilidade das futuras companhias privadas (PLC) o papel de controle e conservação de rios e da poluição, atividades que seriam assumidas por novo órgão público a ser criado para regular as questões ambientais referentes ao setor: a Autoridade Nacional de Rios (*National River Authority – NRA*). Além desse órgão, seria instituído um regulador econômico, encarregado de proteger o interesse dos usuários dos serviços, fomentar a competição, promover a eficiência econômica e o cumprimento das obrigações contratuais por parte das novas companhias privadas.

Para que as RWA fossem negociadas na bolsa, o governo central solicitou que essas Autoridades Regionais elaborassem planos de gestão de ativos (*asset management plans*), os quais constituiriam estudos detalhados da condição e do valor de seus ativos, bem como de estimativas de investimentos requeridos para sua recuperação e seu melhoramento, em um horizonte de dez anos. Tais planos proveram a base de avaliação do desempenho técnico e financeiro das companhias privadas, o que se tornou, ao longo do tempo, fundamental para a fixação e revisão das tarifas pelo regulador econômico. Além disso, os planos permitiram ao governo calcular o valor-base das ações das companhias de saneamento, as quais foram negociadas no mercado de capitais em novembro de 1989.

As dez companhias privadas de saneamento (PLC) constituídas a partir da negociação receberam licenças para operar expedidas pelo secretário de Estado do Meio Ambiente, as quais valeriam, a princípio, por um período de 25 anos. As 29 companhias estatutárias já existentes, por sua vez, receberam autorização para manter suas operações, sob novo marco regulatório instituído pela Lei das Águas de julho de 1989. Nos dez primeiros anos do novo regime, as companhias de saneamento foram autorizadas a praticar aumentos anuais das tarifas de até 5% acima da inflação, para financiamento dos

investimentos necessários, o que produziu impacto significativo nas contas de água, que cresceram 28% em termos reais nos seis primeiros anos da privatização (BYATT, 2013).

Em virtude das críticas de que as companhias privadas haviam realizado operações sobre as quais os ônus recaíam aos consumidores e do receio governamental quanto a reações contra a privatização, em 1991, foi anunciada a antecipação do processo de revisão das tarifas. Inicialmente previsto para dez anos após a promulgação da Lei das Águas de 1989, o processo foi antecipado para 1995 e resultou no rebaixamento dos reajustes das tarifas de 5% para 1% acima da inflação, em média, entre o período de 1995 a 2005, considerando que o governo reconhecia os lucros excessivos das empresas, entre 1989 e 1995, além da necessidade de que fossem obtidos ganhos de eficiência no setor (AMPARO, CALMON, 2000).

As características do setor de saneamento após a privatização envolvem consideráveis mudanças institucionais, incluindo a separação das atividades governamentais e regulatórias em diferentes órgãos instituídos a partir de então, os quais incluem: *Environment Agency* (EA), denominada à época da privatização *National Rivers Authority* (NRA); *Drinking Water Inspectorate* (DWI); *Office of Water Services* (OFWAT), entre outros. O primeiro desafio colocado à época da privatização seria, portanto, fazer o regime funcionar, em um contexto de impopularidade especialmente causado pelos aumentos significativos das tarifas (BYATT, 2013).

Além disso, em decorrência da privatização, o setor passou por um importante processo de incorporações e fusões. Em 1989, doze dos originais vinte e nove operados privados de serviços de água se fundiram, formando cinco novas companhias. Em 1993, uma das 10 companhias de água e esgotos (*Severn Trent Water*) incorporou a operadora de água localizada em sua área de atuação (*East Worcerstershire Water*). O processo de incorporações foi acelerado a partir de 1994, quando o governo vendeu no mercado de capitais sua participação acionária nas companhias de água e esgoto, sendo absorvidas outras quatro operadoras de água (AMPARO, CALMON, 2000).

Existem atualmente, no setor de saneamento da Inglaterra e do País de Gales, dezoito grandes empresas privadas regionais independentes, sendo 10 responsáveis pela prestação de serviços de abastecimento água e esgotamento sanitário em conjunto, conforme ilustrado pela Figura 3, e 8 encarregadas somente do abastecimento de água.²³ A Figura 4,

²³ Embora a figura 3 não apresente as companhias responsáveis somente pelo abastecimento de água na Inglaterra, estas são: 1) *Affinity*; 2) *Bournemouth*; 3) *Bristol*; 4) *Dee Valley*; 5) *Portsmouth*; 6) *South East*; 7)

além de apresentar as companhias inglesas e galesas de abastecimento de água e esgotamento sanitário por região, especifica o valor médio das tarifas cobradas pelas respectivas companhias para consumidores domésticos em 2014-2015.

FIGURA 3 - COMPANHIAS INGLESAS E GALESAS DE ABASTECIMENTO E ESGOTAMENTO E TARIFAS MÉDIAS POR ELAS PRATICADAS PARA CONSUMIDORES DOMÉSTICOS



Fonte: National Audit Office (NAO, 2015).

South Staffordshire and Cambridge; e 8) *Sutton and East Surrey*. Os serviços prestados são financiados, de modo geral, a partir do pagamento das tarifas pelos usuários e de investimentos privados. No entanto, pode haver subsídio governamental, como é o caso da *South West Water*, que recebe, anualmente, subsídio do governo no valor de £50 para cada consumidor doméstico. A indústria conta com 22 milhões de consumidores domésticos e 2 milhões de usuários não domésticos (NAO, 2015).

Após ter passado por períodos de privatização e reestruturação, o setor de abastecimento inglês adquiriu, em termos regulatórios, uma configuração bastante distinta do modelo descentralizado de 1973. A atual estrutura regulatória do setor foi criada pela Lei das Águas (*Water Act*) de 1989, que definiu as condições de financiamento do sistema, a política tarifária, tendo, ainda, introduzido um modelo de privatização no qual deveria haver a clara separação entre a prestação dos serviços de saneamento e sua regulação, o que levou à criação de órgãos de regulação com escopos distintos. O marco regulatório implantado a partir do *Water Act* de 1989 criou, portanto, uma estrutura bipartite, com a separação funcional entre reguladores econômicos e reguladores de qualidade ambiental.

2.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA

As principais diretrizes ambientais, em âmbito institucional geral, são definidas por legislações da União Europeia (UE). Destaca-se a *European Commission* (EC), órgão executivo politicamente independente da UE. Esta Comissão é responsável pela elaboração de propostas da legislação europeia e implementa as decisões do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia. A função da EC é a de promover o interesse geral da UE, a partir da proposição, implementação e execução das políticas e do orçamento da UE, fazendo cumprir a legislação (EUROPEAN UNION, 2014; UN WATER, 2015).²⁴

Neste cenário, faz-se importante mencionar a *European Environment Agency* (EEA), órgão encarregado do recolhimento de dados nacionais para a produção de um conjunto de dados europeus. A EEA desenvolve e mantém indicadores e relatórios sobre o estado do meio ambiente, tendo atuado para prover diversas entidades de informações confiáveis e independentes. É uma importante fonte de informação para aqueles envolvidos no desenvolvimento e na implementação de políticas ambientais e também para o público geral (EUROPEAN UNION, 2014).²⁵

²⁴ Localizada na Bélgica e estabelecida desde 1958, a Comissão Europeia é composta por uma equipe de Comissários, sendo um de cada país da UE. Atuando em nome de todos os países membros, a CE é o órgão que representa a UE internacionalmente. A Comissão pode, por meio do Tribunal de Justiça, mover uma ação judicial contra um Estado-Membro se ele não implementar corretamente as legislações. Os casos de infração, mais comumente relacionados ao meio ambiente, podem levar à aplicação de multas por descumprimento das normas da UE. No entanto, a ação legal é um último recurso, sendo que a Comissão atribui maior importância à ajuda aos Estados-Membros para eficaz aplicação das normas (EUROPEAN UNION, 2014).

²⁵ Sediada na Dinamarca, a EEA iniciou suas operações em 1994, com o objetivo de auxiliar a UE, coordenando e fornecendo informações a seus países membros para as tomadas de decisão acerca dos assuntos ambientais.

Ainda em âmbito europeu, a estrutura adotada para a regulação da qualidade de água é definida por diretivas gerais que devem ser adequadas às legislações específicas de cada país. Uma importante diretiva europeia, que trata dos recursos hídricos, é a *European Water Framework Directive* (WFD). Na Inglaterra, por sua vez, as principais normas referentes ao uso da água e à política de saneamento são estabelecidas pelo *Department for Environment, Food and Rural Affairs* (DEFRA).

O DEFRA é o órgão governamental responsável pela legislação que define os padrões de qualidade da água e dos serviços prestados. Muitos desses padrões derivam de diretivas europeias. Além do DEFRA definir normas ambientais inglesas, buscando assegurar que sejam cumpridas em conformidade com a legislação europeia, ele negocia com a UE e aconselha demais órgãos ingleses quanto à aplicação das diretivas europeias, os quais influenciam, inclusive, em parte dos custos do setor de saneamento inglês (OFWAT, 2006; NAO, 2015).²⁶

Em um contexto de separação funcional entre os órgãos reguladores ingleses, a regulação econômica ficou a cargo do *Office of Water Services* (OFWAT), posteriormente denominado *The Water Services Regulation Authority*, e da *Competition and Markets Authority* (CMA), enquanto a regulação da qualidade ambiental ficou sob responsabilidade da Agência de Meio Ambiente (*Environment Agency* – EA) e da Inspeção de Água Potável (*Drinking Water Inspectorate* - DWI).

O OFWAT é um órgão independente, criado em 1989, no contexto da privatização dos serviços ingleses de abastecimento de água e esgotamento. É comandado por um diretor geral, nomeado pelos secretários de Estado, por um período fixo (mandato de 5 anos), sendo que sua demissão somente pode ocorrer se houver comprovação de incapacidade ou conduta inadequada. O órgão visa assegurar que as companhias privatizadas não abusem de seu poder de monopólio, atuando como regulador econômico dos serviços na região.

Para tanto, tem poderes para requerer das companhias informações econômicas, financeiras e operacionais, além de indicadores do padrão de qualidade dos serviços, condensadas em relatórios anuais produzidos pelas companhias, de modo a embasar a análise das revisões periódicas das tarifas (AMPARO, CALMON, 2000).

²⁶ A Comissão Europeia é a entidade responsável pelo desenvolvimento de propostas legislativas que abrangem os recursos hídricos e a qualidade ambiental nos Estados-Membros da UE. Fica a cargo do DEFRA, por sua vez, a negociação de diretivas da UE, que depois são transformadas em leis, na Inglaterra e no País de Gales, e implementadas pelo DEFRA e pelo governo galês. A *Environment Agency* (EA) também implementa as diretivas, em conjunto com o *Drinking Water Inspectorate* (DWI), monitorando se estão a conformidade com os requisitos legais (NAO, 2015).

O OFWAT tem como responsabilidades primárias proteger o interesse do consumidor e promover a saúde financeira dos operadores, bem como a condução de programas viáveis de investimentos, de acordo com as peculiaridades de cada um. Busca salvaguardar os interesses dos consumidores promovendo a concorrência, a oferta segura e a sustentabilidade dos serviços a longo prazo. Ao garantir que as companhias obtenham uma taxa de retorno do capital adequada para provisão dos serviços, facilita o cumprimento dos programas e o aprimoramento dos serviços em conformidade com os padrões de qualidade definidos no *Water Industry Act* de 1991 (NAO, 2015).

Além disso, suas atribuições incluem o estabelecimento e o controle de preços das tarifas, de forma a incentivar as companhias quanto aos ganhos de eficiência e ao repasse desses ganhos aos consumidores. Como o OFWAT é um órgão independente, inteiramente financiado pelas tarifas pagas pelos usuários dos serviços, vê-se diminuído seu risco de captura (ALLAN, 2006; BOSCHECK, 2013).

Os limites de preços estabelecidos pelo OFWAT para cada operadora podem ser questionados junto à *Competition and Markets Authority* (CMA), um órgão independente que auxilia na regulação econômica ao promover a competição, combater práticas anticompetitivas, revisar os termos dos processos de concessão dos serviços públicos e examinar os casos de conflitos entre o regulador e as companhias.

A CMA, em 2014, absorveu as atribuições da extinta *Competition Commission* (CC) e do *Office of Fair Trading* (OFT). A CC, por sua vez, havia sido criada em 1999, a partir da extinta *Monopolies and Mergers Commission* (MMC). A *Competition and Markets Authority* lida com a maioria dos recursos contra as determinações acerca dos preços das tarifas, via jurisdição administrativa. No entanto, os recursos postulados às decisões do CMA são processados por jurisdição contenciosa ao foro competente (STERN, 2014).

No que diz respeito à regulação ambiental, duas agências são responsáveis por definir metas e prazos para cumprimento dos padrões ambientais e possuem quadro técnico para interpretação e aplicação das normas europeias adotadas pelo governo britânico. Desse modo, a regulação da qualidade ambiental fica a cargo tanto da *Environment Agency* (EA) quanto da *Drinking Water Inspectorate* (DWI).

Criada em 1996, a partir da fusão de dois órgãos (*National Rivers Authority* e *Her Majesty Inspectorate of Pollution*), a EA é o regulador ambiental do setor de saneamento básico, além de principal órgão conselheiro do governo em questões ambientais. Cabe a este regulador a prevenção e o controle da poluição ambiental, a gestão do uso dos recursos

hídricos, inclusive das atividades de pesca, navegação e recreação. Ao proteger o meio ambiente na Inglaterra e no País de Gales, busca assegurar benefícios socioambientais, reduzir o risco de inundações e promover o Desenvolvimento Sustentável. Para tanto, monitora a qualidade e emite licenças para captação de água; controla as emissões de efluentes das estações de tratamento de esgotos e opera o controle dos sistemas de drenagem (BRIDGEMAN, 2011; AMPARO, CALMON, 2000).

A DWI, por sua vez, criada em 1990 e inicialmente subordinada ao DEFRA, visa fornecer garantias independentes de que o abastecimento de água na Inglaterra e no País de Gales são seguros. Atualmente, é o órgão responsável pela regulação da qualidade da água potável nesses países. Além de verificar a segurança dos padrões de potabilidade da água, busca assegurar que as resoluções da Comunidade Europeia a respeito da qualidade das águas sejam cumpridas.

Para tanto, o órgão monitora os padrões de qualidade produzidos pelas companhias e as inspeciona individualmente. Os incidentes relacionados a tais padrões, quando ocorrem, são inspecionados pela DWI. São publicados pela DWI relatórios anuais com os resultados das inspeções realizadas e as conclusões sobre a qualidade da água fornecida pelas companhias (BRIDGEMAN, 2011; OFWAT, 2006).²⁷

Apesar das distintas competências dos órgãos reguladores, deve ocorrer a necessária interação entre eles, uma vez que determinações em relação à qualidade têm impacto significativo sobre a regulação econômica. Os padrões de qualidade fixados, por exemplo, influenciam os limites de preços estabelecidos pelo OFWAT, bem como os custos de operação das companhias e as tarifas pagas pelos consumidores. Nesse cenário, Stern (2012) coloca a importância de se considerar as distintas responsabilidades e a cooperação entre OFWAT e EA, os quais devem delinear seus papéis quanto à concessão de licenças e trabalhar em conjunto para assegurar a qualidade dos serviços aos usuários.²⁸

Por fim, em relação ao amplo objetivo regulatório de proteger os consumidores, viu-se um crescente interesse no papel desses usuários. Enquanto o modelo tradicional britânico assumia que os clientes deveriam perseguir suas necessidades, atendidos por mercados liberalizados, a ênfase contemporânea tem focado em desenvolver mecanismos

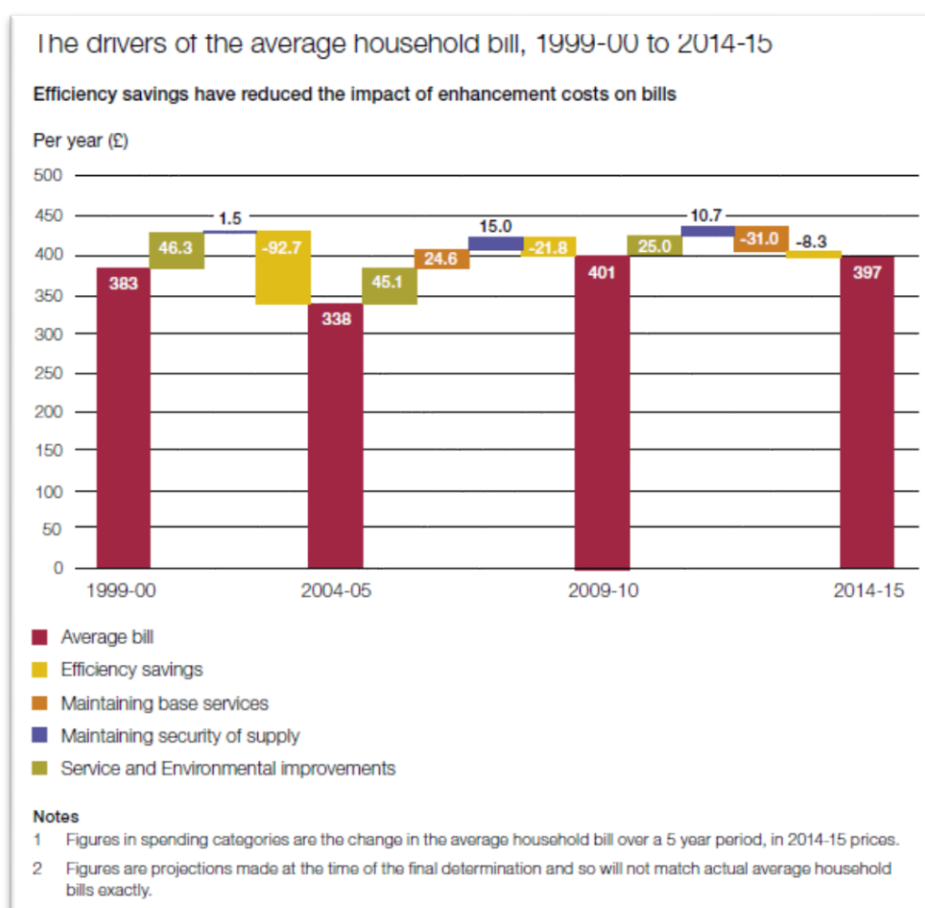
²⁷ Os relatórios estão disponíveis no sítio do órgão para o período a partir de 2001. Dados disponíveis em: <<http://www.dwi.gov.uk/about/annual-report/index.htm>>. Acesso em: maio de 2016.

²⁸ Neste sentido, Bridgman (2011, p.325) coloca que as companhias ainda lidam com órgãos reguladores que atuam separadamente “*posing planning, policy and regulatory frameworks that are not necessarily aligned. Unless and until such alignment is possible, it is difficult to see how the required strategic priorities will be achieved.*”

para envolver os consumidores em aspectos relacionados à prestação dos serviços (LODGE, STERN, 2014; LITTLECHILD, 2014; BOLT, 2014).

Os consumidores foram a força motriz por trás das estratégias de revisão de preços de 1994 e 1999. A insatisfação dos usuários devido aos constantes aumentos tarifários do período pós-privatização fez com que o órgão regulador econômico dos serviços (OFWAT) reconsiderasse os limites de preço nas revisões. A partir de meados de 1994, o crescimento do valor das tarifas já não ocorria nas mesmas taxas. Em 1994, os aumentos de preços diminuíram de 5% para 1,5% acima da inflação. A partir de 1999, alterou-se a tendência de crescimento tarifário, sendo que, em 1999, os preços diminuíram 12%, com perspectiva de estabilidade, conforme ilustram os gráficos 1 e 2 a seguir (BYATT, 2013).²⁹

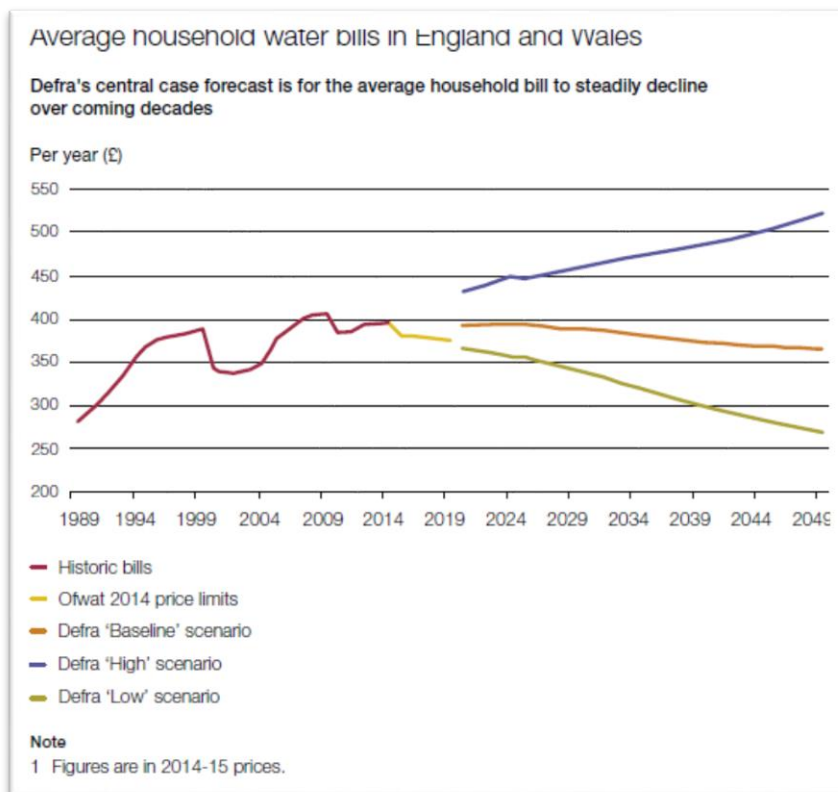
GRÁFICO 1 - CONTAS MÉDIAS DE ÁGUA DE CONSUMIDORES RESIDENCIAIS NA INGLATERRA E NO PAÍS DE GALES EM PERÍODOS QUINQUENAIS (1999-2015)



Fonte: National Audit Office (2015).

²⁹ Faz-se relevante atentar para a nota nº 2 do gráfico 1, segundo a qual os valores descritos foram obtidos à época das respectivas revisões tarifárias do OFWAT, de modo que podem não refletir exatamente aos valores das contas de água pagas atualmente pelos consumidores. Em virtude das aproximações, os dados deste gráfico não coincidem exatamente aos apresentados pelo gráfico 3, a respeito das mudanças nas contas médias de água de consumidores domésticos devido a ganhos de eficiência.

GRÁFICO 2 – HISTÓRICO E PERSPECTIVA DE EVOLUÇÃO DAS CONTAS DE ÁGUA PARA CONSUMIDORES RESIDENCIAIS NA INGLATERRA E NO PAÍS DE GALES (1989 – 2049)



Fonte: National Audit Office (2015).

A crescente consideração dos consumidores, a partir da representação de seus interesses, levou à adoção de medidas mais participativas nos processos de revisão tarifária. No intuito de promover essa participação, à época da privatização, foram criados dez Comitês Regionais de Serviços aos Consumidores (*Customers Services Committees - CSC*). Ficou a cargo do diretor do OFWAT selecionar e designar os membros dos dez Comitês Regionais. Os presidentes dos CSC compunham o *OFWAT National Customer Council* (ONCC), conselho que representava o interesse dos consumidores em âmbito nacional e junto à CE.

Atualmente, para auxiliar o OFWAT na proteção do interesse dos usuários dos serviços, cabe mencionar o *Consumer Council for Water*. Após a revisão tarifária de 1994, no entanto, o foco dos questionamentos passou a ser a legitimidade dos órgãos de representação, os quais, no modelo atual, vinculam-se ao OFWAT (AMPARO, CALMON,

2000).³⁰ A figura 4, a seguir, apresenta os principais órgãos envolvidos na estrutura regulatória do setor de abastecimento na Inglaterra e a relação entre eles.

FIGURA 4- ESTRUTURA REGULATÓRIA DO SETOR NA INGLATERRA



Fonte: Elaborada pela autora a partir de Amparo e Calmon (2000) e National Audit Office (2015).

Notas:

OFWAT: The Water Services Regulation Authority

CMA: Competition and Markets Authority

EA: Environment Agency

DWI: Drinking Water Inspectorate

DEFRA: Department for Environment, Food and Rural Affairs

1: Fornecimento de orientações quanto a prioridades políticas socioambientais.

2: Recursos relacionados às decisões tarifárias do OFWAT.

Companhias de saneamento: número referente à prestação dos serviços de saneamento na Inglaterra e no País de Gales.

2.3. MODELO DE TARIFICAÇÃO

O modelo britânico de regulação de preços dos serviços de utilidade pública foi, em grande parte, produto dos programas de privatização de diversos setores ao longo da década de 1980, tais como os de telecomunicações, energia e saneamento. Neste cenário, ocorreu a privatização da *British Telecom*, em 1984; da *British Gas Corporation*, em 1986 e da

³⁰ OFWAT decidiu incorporar, em sua revisão tarifária mais recente, um elemento de envolvimento com o consumidor (*customer engagement*) no qual as companhias que se envolverem completamente com os representantes dos consumidores e obtiverem apoio justificado de seus planos de gestão estarão aptas a um processo diferente (menos minucioso) de controle de preços (*fast-tracking*). Isso levaria o regulador a despende menos esforços examinando os planos de gestão das empresas. No entanto, o órgão regulador deixa claro que o acordo com os consumidores é condição necessária, mas não suficiente, para o *fast-tracking* e que permanece na definição e no controle de preço das tarifas (LITTLECHILD, 2014).

National Bus Company, de 1986 a 1988, enquanto as companhias de saneamento básico e de energia foram privatizadas em 1989 e no período de 1990 a 1991, respectivamente (HOLANDA, 1995).

Em 1983, foi publicado o Relatório *Littlechild*, que trata da regulação dos serviços de telecomunicação. O Relatório expôs os aspectos-chave do ambiente regulatório no qual o OFTEL (órgão regulador das telecomunicações) operaria, sendo que o estabelecimento deste órgão, em 1984, tornou-se parte importante do processo de privatização da *British Telecom*. Desde o OFTEL, deu-se a criação de reguladores econômicos independentes para outros setores, tais como energia elétrica, gás natural e transportes. O regulador econômico dos serviços de saneamento na Inglaterra (OFWAT), por sua vez, foi criado na sequência da publicação de outro relatório (1986 *Littlechild Report*) e da Lei das Águas de 1989.³¹

A relevância do Relatório *Littlechild* de 1983 deriva da introdução e da adoção, a partir dele, da regulação *price cap* e da ferramenta RPI-X para cálculo das tarifas cobradas, elementos explanados adiante. Desde a publicação deste documento, desenvolveram-se as principais características do modelo britânico de regulação de serviços públicos pós-privatização, as quais incluem a necessária independência dos órgãos reguladores, tanto em relação ao governo quanto às firmas reguladas; o incentivo aos ganhos de eficiência das empresas; os focos na competição, quando possível, e nos consumidores, a partir da redução dos preços das tarifas com a manutenção da qualidade dos serviços e da segurança de sua oferta (STERN, 2014).

A publicação do Relatório de 1983 deixou como legado, portanto, a independência regulatória; o aumento de eficiência das companhias e o enfoque concorrencial. Tais elementos, centrais na regulação dos serviços britânicos na década de 1980, ainda se mantêm. Desde então, a concorrência tem sido vista como uma das melhores formas de maximizar o bem-estar dos consumidores dos serviços de utilidade pública. Apesar disso, no caso de indústrias de rede caracterizadas por monopólio natural, a concorrência é dificultada, devendo ser estimulada por meio da regulação (GASSNER, PUSHAK, 2014).

Nesses casos, o preço e a qualidade dos serviços não são determinados por forças de mercado. O papel da regulação econômica tem sido, assim, coibir práticas decorrentes de falhas de mercado, a partir de mecanismos como controle tarifário. Cabe ao órgão regulador, além disso, proteger o interesse do consumidor, atual e futuro, independentemente de sua

³¹ O Relatório *Littlechild* de 1986 discute o papel do modelo RPI-X de regulação no contexto das companhias de saneamento, em vez de telecomunicações (STERN, 2014).

localização geográfica, assegurando que as tarifas não sejam indevidamente discriminatórias, desfavorecendo consumidores rurais, por exemplo. Mesmo que o custo de prestação dos serviços para consumidores urbanos costume ser mais baixo, essa diferença não deve ser refletida na tarifa (HERN, 2001).

No sistema britânico de regulação econômica, pode ser identificada a utilização de dois importantes instrumentos: competição comparativa (*yardstick competition*) e sistema “teto-preço” (*price cap*). Por meio do sistema *price cap*, o regulador econômico estabelece limites máximos para o reajuste das tarifas cobradas pelas operadoras, no intuito de controlar seu poder de monopólio, incentivar sua eficiência alocativa e, ao mesmo tempo, assegurar os níveis de lucratividade necessários à manutenção de suas operações e à expansão dos serviços. Em outras palavras, a regulação *price cap* envolve a definição de limites máximos tarifários, os quais devem permitir às companhias eficientes financiar suas atividades sem que os consumidores paguem além do necessário.

O pressuposto subjacente ao sistema *price cap* é o de que todas as empresas têm uma capacidade contínua de redução de custos. Esta capacidade deve considerar dois fatores. O primeiro se refere ao potencial global da indústria, refletido por seus progressos técnicos ou suas “mudanças na fronteira”. Esses elementos são baseados na avaliação do fator total de produtividade da indústria, considerando outras similares. O segundo fator, por sua vez, abrange o potencial da companhia, individualmente, de progredir rumo à redução de custos (CUBBIN, 2005; POLLITT, STEER, 2012).

A regulação por competição comparativa (*yardstick competition*) envolve a consideração de vários elementos, dentre os quais podem ser mencionados parâmetros de custos e níveis de serviços, além do cuidado das companhias para com os consumidores quanto a suas queixas e necessidades. A regulação por *yardstick competition* é importante, inclusive, porque existem diferenças significativas na performance individual das companhias, embora a indústria como um todo tenha se tornado mais eficiente a partir da introdução de mecanismos regulatórios (CAVE, WRIGHT, 2010).

No processo comparativo, devem ser consideradas as diferentes condições com as quais as companhias lidam e que estão fora do controle de sua gestão, tais como fatores geográficos e geológicos. Além disso, o grau de independência da empresa deve ser analisado.³² A competição comparativa, embora não seja tão efetiva quanto a concorrência

³² Nas companhias completamente independentes, em termos de propriedade de ativos e gestão, seus administradores podem ser plenamente responsabilizados, por exemplo. Se a companhia, no entanto, faz parte

em livres mercados, é uma ferramenta útil para estimular a eficiência e auxiliar os reguladores no estabelecimento dos limites de preços das tarifas (BYATT, 1991).

Outra importante característica da regulação de preços, no sistema britânico de regulação dos serviços de utilidade pública, é o reajuste periódico das tarifas em função de potenciais ganhos de eficiência e necessidades de investimento. O setor de saneamento inglês tem obtido ganhos consideráveis em termos de redução de custos e de melhorias da qualidade da água potável, desde meados da década de 1990, quando foram estabelecidos os limites de preços das tarifas para o período inicialmente posterior à privatização. O período de revisão tarifária, atualmente, é de 5 anos.³³ Desde a época das privatizações, OFWAT realizou cinco revisões, tendo concluído a mais recente delas em 2014, a partir da qual foram estabelecidos os limites de preços para o período entre 2015 e 2020 (CUBBIN, 2006; BRIDGEMAN, 2011; STERN, 2014; NAO, 2015).

O estabelecimento do sistema *price cap* a cada cinco anos visava um equilíbrio entre a necessidade de facilitar um ambiente estável às companhias e o fornecimento de incentivos razoáveis (não excessivamente generosos) quanto aos ganhos de eficiência. A revisão quinquenal buscou permitir que esses ganhos fossem repassados adequadamente aos consumidores. O período de cinco anos foi percebido como seguro em relação aos programas de investimentos e à incerteza no ambiente político (LODGE, STERN, 2014; BOLT, 2014).

A determinação do preço das tarifas de água que facilita o uso sustentável do recurso é uma tarefa complexa e sujeita à influência política e a lobby por grupos de interesse. Dessa forma, a revisão tarifária periódica pode ser vista como um jogo estratégico principalmente entre regulador e regulado, em que, por um lado, as companhias reguladas detêm grande vantagem de informação, por outro, dependem fortemente do regulador para sua viabilidade comercial (STERN, 2012; BOSCHECK, 2013).

As decisões sobre preços e sobre a alocação dos recursos hídricos requerem conhecimento detalhado das condições hidrológicas dos recursos e de outras variáveis

de um grupo maior de empresas, a comparação dependerá do grau de comunicação com os gestores da unidade mais ampla. Quanto mais essa responsabilidade é transferida e há espaço para a ação independente dos gestores, mais úteis devem se revelar as comparações entre as companhias (BYATT, 1991).

³³ À época da privatização, o período para revisão tarifária era ao menos a cada 10 anos, embora pudesse ocorrer em intervalo inferior, se as companhias solicitassem ou o então diretor do órgão regulador considerasse apropriado. De acordo o diretor, já se pensava sobre uma revisão a cada 5 anos: “A *periodic review must take place at least every 10 years, although the licence also provides for a periodic review after five years should a company request it or if I consider it appropriate. Many people expect there to be a review after five years, but it would be premature to make such a judgement yet. It would, however, be prudent to plan for such an eventuality* (BYATT, 1991, grifo nosso).”

relativas a questões de ordem socioeconômica, à demanda de água, aos custos e benefícios de utilização dos recursos, entre outros aspectos. A respeito da dificuldade da definição de tarifas e da necessidade de transparência no processo, Boscheck (2013) coloca que

the transparent evaluation of costs and their distribution and of water productivity in different sectors contributes sound data to the water allocation and pricing policy debate [...] Even with complex economic studies, however, it is difficult to determine an efficient water price and allocation because of the impossibility of accounting for the innumerable individual decisions in an economy (BOSCHECK, 2013, p. 152).

A partir da complexidade das determinações tarifárias e dos diversos interesses envolvidos no processo, surgem embates entre grupos distintos (reguladores, regulados, usuários, por exemplo). Neste contexto, Byatt coloca que *“Tariffs were crucial. Those offered by the companies were unfavourable; in particular, standing charges were high. Troubles came to ahead in Yorkshire where [...] protest groups quickly formed”* (BYATT, 2013, p. 7).

Ainda sobre conflitos a respeito de decisões tarifárias, foi veiculada em janeiro de 2016, no jornal britânico *The Independent*, uma matéria informando que o regulador econômico inglês OFWAT foi acusado pelo *Parliament’s Public Accounts Committee* de beneficiar as companhias de abastecimento em suas revisões tarifárias (WRIGHT, 2016). A notícia evidencia as divergências entre membros do OFWAT e do *Consumer Council for Water*, organização representante do interesse dos consumidores. No relatório publicado pelo Comitê de Contas Públicas do Parlamento, fica clara a posição dos parlamentares acerca da insatisfação quanto às tarifas estabelecidas pelo OFWAT e das consequências decorrentes dessas definições, as quais podem prejudicar os usuários dos serviços.³⁴

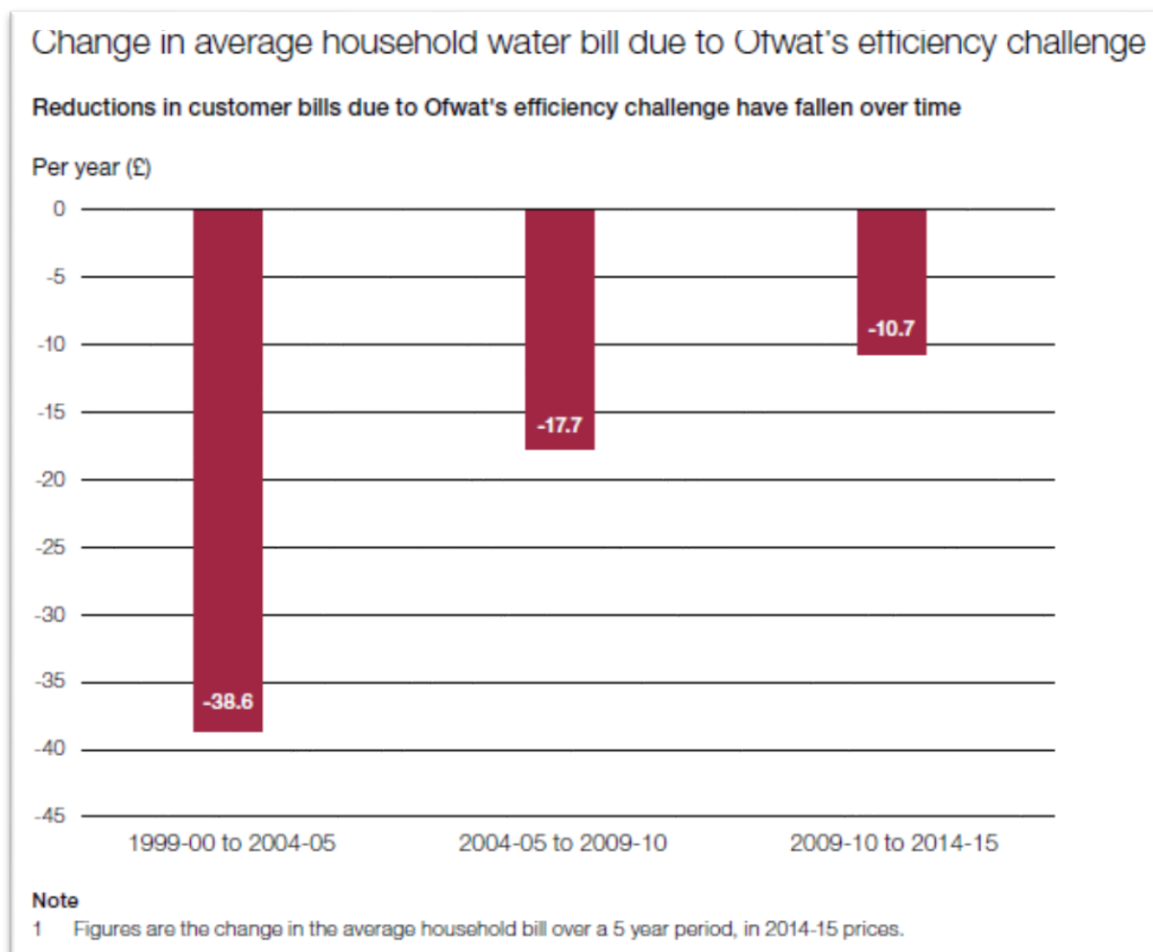
Ao definir periodicamente os limites máximos para aumento de preço das tarifas cobradas, o regulador econômico busca recompensar as companhias mais eficientes e penalizar as menos eficientes, incentivando ganhos de eficiência. Esta abordagem comparativa pode gerar benefícios quanto à diminuição das contas de água em virtudes de ganhos de eficiência.

No entanto, nem sempre esses ganhos são compartilhados com os consumidores e dados revelam que os ganhos têm decaído ao longo do tempo. O regulador econômico apresentou que os ganhos de eficiência resultaram em uma diminuição de cerca de £ 39 na

³⁴ *“The Water Services Regulation Authority’s (Ofwat’s) approach to setting price limits for water companies in England and Wales has not resulted in the best possible deal for customers. By consistently overestimating financing costs, Ofwat has allowed companies to make windfall gains which have not been shared in a structured way to ensure customers get a fair deal* (HC, 2015, p. 3).

conta média anual entre 2000 e 2005, enquanto, entre os anos de 2010 e 2015 o valor foi de aproximadamente £ 11, como pode ser observado no gráfico 3, a seguir (ALLAN, 2006; HC, 2015; NAO, 2015).

GRÁFICO 3 - MUDANÇA NA CONTA MÉDIA DE ÁGUA DE CONSUMIDORES DOMÉSTICOS DEVIDO A GANHOS DE EFICIÊNCIA



Fonte: National Audit Office (NAO, 2015).

No sistema *price cap*, a tarifa cobrada por um bem ou serviço é fixada em função de um índice de preços no varejo, o RPI (*Retail Price Index*). As companhias de abastecimento de água são reguladas, então, a partir de uma fórmula que considera a variação do índice de preços no varejo (RPI) e um valor X, que pode ser positivo ou negativo e é específico para cada companhia, referente aos ganhos de produtividade que podem ser obtidos.

Os preços são, ao longo do intervalo regulatório, reajustados pelo índice de inflação, sendo reduzido o fator de produtividade. Ao final do período regulatório, é fixado um novo limite com os ganhos de eficiência distribuídos entre prestador e usuários. O cálculo da tarifa

pode, então, ser traduzido pela seguinte fórmula: $P = RPI - X$, no qual “P” equivale ao preço; “RPI” ao índice de preços no varejo e “X” ao fator de produtividade. O reajuste da tarifa ocorre, portanto, a partir do cálculo do índice de preços no varejo, diminuindo-se o ganho de produtividade.³⁵ (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009; MADEIRA, 2010; HERN, 2001).

A fórmula pode ser escrita também da seguinte forma: $RPI \pm K$. Quando ocorreu a primeira revisão tarifária no setor, em 1994, o regulador econômico redefiniu esse fator (K) como a soma de duas variáveis: $-X$ e $+Q$, representando a primeira ($-X$) uma esperada redução nos custos, decorrente de ganhos de produtividade, e a segunda ($+Q$) os investimentos adicionais financiados pelas tarifas para atender aos novos padrões de qualidade impostos pelas autoridades regulatórias, particularmente no que diz respeito a aspectos ambientais (AMPARO, CALMON, 2000; BRIDGEMAN, 2011).

A ferramenta RPI-X para cálculo das tarifas cobradas no setor de saneamento data da década de 1980 e é oriunda da regulação dos serviços britânicos de telecomunicação. Nos anos seguintes a 1983, a ferramenta de regulação foi adotada por todo o Reino Unido nas indústrias privatizadas e nos setores regulados. Não somente no Reino Unido, mas em muitos países no exterior, incluindo Austrália e Nova Zelândia, entre outros da América Latina e da UE. Como o sistema *price cap* não define preços específicos, as companhias de telecomunicações teriam flexibilidade para ajustar os preços individualmente em resposta a pressões do mercado. Dessa forma, uma das vantagens do método é a flexibilidade e o amplo grau de liberdade da empresa, uma vez que o regulador fixa um teto de preços e a regulada pode cobrar tarifas inferiores ao teto (LITTLECHILD, 2014).

Outras vantagens apresentadas pelo sistema *price cap* são: estímulo à redução de custos e à eficiência produtiva, uma vez que a empresa se apropria da redução de custos; menor custo para regular, na medida em que não se faz necessário o acesso aos dados contábeis das empresas. Já as desvantagens incluem a possibilidade de ocasionar subinvestimento, dado que as companhias não têm garantias em relação às decisões tomadas nas futuras revisões tarifárias. O subinvestimento levaria à diminuição do padrão de qualidade dos serviços prestados. Além disso, o sistema pode outorgar lucros excessivos às empresas e agravar os problemas de assimetria de informação, devido à dificuldade de se

³⁵ Convém esclarecer que a fórmula estabelece a média para o reajuste de uma cesta de tarifas, de modo que a tarifa de um dado serviço pode variar anualmente acima do valor estabelecido, enquanto outros serviços podem sofrer reajustes menores. No entanto, na média, o reajuste anual não deve ultrapassar o teto autorizado pelo OFWAT.

calcular a produtividade da empresa (HOLANDA, 1995; GALVÃO JR., PAGANINI, 2009; MADEIRA, 2010).³⁶

2.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA

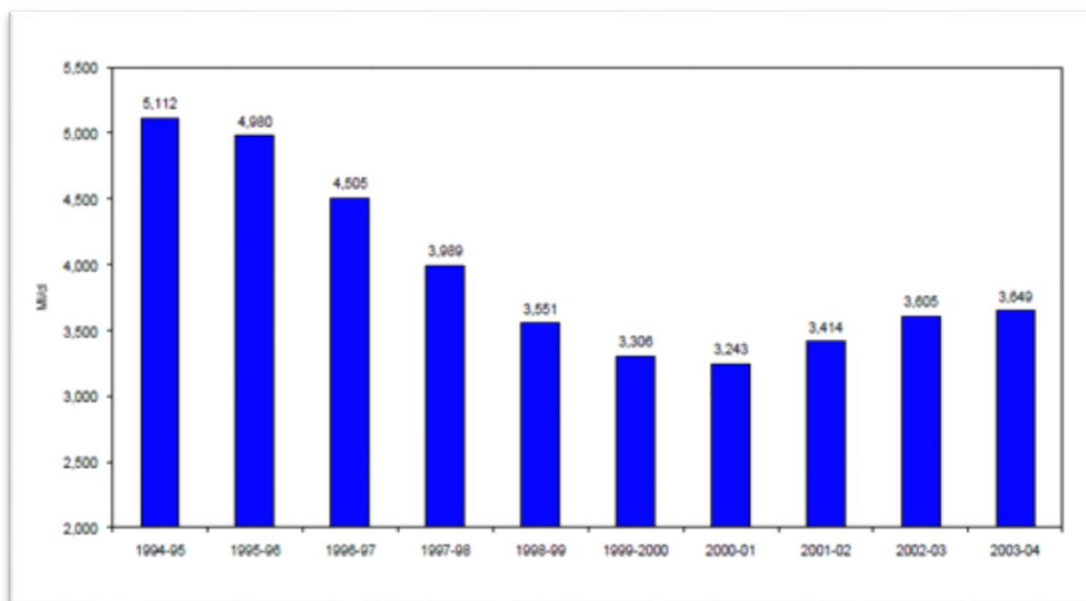
A infraestrutura de saneamento, em quase todas as grandes cidades da Europa, é antiga (possui acima de cem anos). Os problemas decorrentes do envelhecimento das redes, tais como os vazamentos, têm sido cada vez mais relevantes, apesar de não existirem requisitos técnicos quanto ao assunto em âmbito europeu. A infraestrutura britânica de saneamento não é diferente, sendo considerada, em sua maioria, muito antiga. Tomando somente Londres como exemplo, mais da metade das redes de abastecimento possui acima de cem anos e cerca de 30% mais de 150 anos (BRIDGEMAN, 2011; EEA, 2014).³⁷

A gestão das perdas de distribuição é um assunto que tem chamado a atenção no cenário político do setor de saneamento. A ocorrência de vazamentos nas redes de abastecimento e o nível em que seus reparos se tornam economicamente inviáveis são questões muito debatidas, tendo recebido destaque na mídia britânica e entre o público, em geral, por conta do alto custo dos desperdícios e do uso sustentável dos recursos. O gráfico 4 apresenta o nível anual total de perdas por vazamento da indústria no período entre 1994 e 2004.

³⁶ A assimetria de informação, no entanto, é um problema existente também no modelo de regulação econômica norte-americano (taxa de retorno).

³⁷ Dados confiáveis das companhias revelaram uma tendência crescente de perdas por vazamento, após a privatização, as quais atingiram um pico no ano de 1995. Em 1997, foi estabelecido para a indústria o objetivo de médio prazo de alcançar um nível econômico de perdas até 2002-03. O nível econômico de perdas é entendido como aquele a partir do qual custaria mais para reduzir perdas físicas do que para produzir água (OFWAT, 2006).

GRÁFICO 4 - NÍVEL ANUAL TOTAL DE PERDAS POR VAZAMENTO ENTRE 1994-2004 (ML/D)



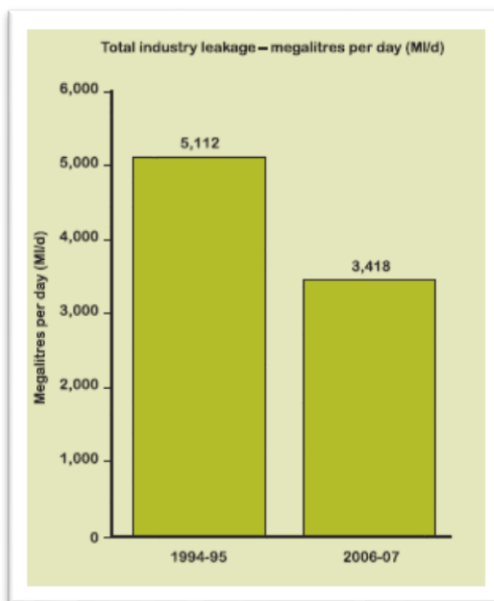
Fonte: OFWAT (2006).

Reguladores argumentam que as reduções nos vazamentos aliviarão dificuldades de abastecimento encontradas em períodos de seca e levariam ao uso mais eficiente dos recursos hídricos, de modo a contribuir para a sustentabilidade.³⁸ Neste sentido, o setor tem assistido a uma melhoria quanto à gestão das perdas nos últimos anos. Na Inglaterra e no País de Gales, a partir dos valores registrados em 1994-1995, houve uma redução de aproximadamente 30% nos vazamentos, em 2006-2007, conforme pode ser observado no gráfico 5, a seguir.³⁹

³⁸ De acordo com Byatt (2013, p. 8), o problema dos vazamentos se tornou uma questão política em 1995. O então diretor geral do OFWAT coloca que “*Frank Dobson MP, the Opposition spokesman, used Ofwat’s estimates of leakage to attack privatisation. He placed the issue firmly on the political agenda, committing a future Labour Government to action. The companies responded sensibly by setting their own leakage targets and Ofwat suggested modest tightening. It also told the companies that they should follow Yorkshire by conducting value for money studies, seeking to identify where expenditure on reducing leakage was balanced by savings in running costs and investment in increasing supplies.*”

³⁹ A condição precária das redes de abastecimento em algumas regiões e a insuficiência quanto à capacidade de armazenamento para manter o abastecimento em condições extremas agravam o problema. É difícil perceber mudanças significativas na redução das perdas sem a realização de investimentos. Após a privatização do setor na Inglaterra e no País de Gales, poucos investimentos têm ocorrido na construção de novos reservatórios. No entanto, os investimentos direcionados à redução de vazamentos tem sido significativos (BRIDGEMAN, 2011).

GRÁFICO 5 - NÍVEL TOTAL DE PERDAS
POR VAZAMENTO EM 1994-95 E 2006-07
(ML/D)



Fonte: OFWAT (2006).

Em 2010-2011, as perdas de distribuição equivaleram, na Inglaterra e no País de Gales, a 2.559 megalitros de água por dia (MI/d) (DEFRA, 2013). Isso representa uma diminuição de 34% desde o ano de 1994-1995. Apesar dessa redução ser considerada um sucesso, o volume de perdas de água no processo é significativo. Assumindo-se um consumo médio diário de 150 litros, os níveis de vazamento corresponderam, em 2011, à necessidade diária de aproximadamente 22,8 milhões de pessoas. O regulador econômico (OFWAT) define metas de perdas para cada companhia, a fim de lidar com a questão. No entanto, o problema dos vazamentos e a gestão das perdas permanecem como desafios para as companhias de abastecimento inglesas (BRIDGEMAN, 2011, p. 323).⁴⁰

Em face de desafios no setor de saneamento, associados inclusive às consequências das mudanças climáticas, os governos inglês e galês solicitaram, em 2008, a produção de um estudo independente sobre concorrência e inovação no setor, a fim de estimular o uso racional dos recursos hídricos (CAVE, WRIGHT, 2010). Finalizado em 2009, o documento (*Cave Review*) reconheceu que os benefícios, a longo prazo, aos consumidores e ao meio ambiente seriam obtidos principalmente por meio de inovações. De acordo com a publicação,

⁴⁰ A companhia Thames Water foi, em grande parte, responsável pelo aumento no nível total de vazamentos da indústria em 2001-02 e 2002-03 (OFWAT, 2006). Em 2010, para cumprir sua meta em relação ao controle de vazamentos, a companhia precisaria substituir cerca de 360 Km da rede, o que custaria à empresa 150 milhões de libras, na época, equivalendo a aproximadamente 40 libras por consumidor (BRIDGEMAN, 2011).

In assessing the scope for, and benefits of, reform, the Review recognises that over the longterm, on-going customer gains and environmental improvements are driven primarily by innovation. This could be the result of competition in the market or for the market, market-like instruments or regulation encouraging companies to compete, either individually or in partnership, for business. So, the introduction of market forces could drive companies to share water resources, limiting the need for new assets, keeping bills down and reducing any impacts on the environment (CAVE, 2009, p.7).

O documento destacou o papel da regulação no desenvolvimento de novas tecnologias e recomendou mudanças na regulação da indústria, no intuito de beneficiar o setor, seus consumidores, principalmente os mais vulneráveis em termos socioeconômicos, e diminuir o impacto das atividades sobre o meio o meio ambiente.

[...] Alternatively, better regulation could lead to the development of new pipe maintenance technology, reducing the need to excavate roads, lowering the cost of repairs and reducing the need for abstraction. [...] there may also be direct benefits to customers and the environment from the better use and allocation of resources [...]. Innovation can therefore be considered as the long-term driver of improved outcomes, and competition and regulation are both drivers of improved outcomes in the short-term and innovation in the long-term (CAVE, 2009, p.7).

Além disso, a publicação apresentou que a porcentagem da receita investida em P&D é bastante variável, apontou para um baixo esforço de pesquisa e inovação, com consequente redução da capacidade de P&D da indústria nos últimos anos, tendo comparado a realização de investimentos em P&D no Reino Unido com a de países como Austrália, Alemanha, Holanda, Espanha e Estados Unidos. A revisão esclareceu que qualquer análise de registros do setor sobre inovação é prejudicada pela falta de dados, no entanto, algumas evidências puderam ser obtidas, ao afirmar que:

Any analysis of the sector's record on innovation is hampered by a lack of data. However, some evidence can be gained from proxy measures such as spending on research and development, patent activity and levels of productivity growth. [...] While many companies see research and development as an important driver of their business, support for such activity, is very variable and ranges from 0.02 per cent to 0.66 per cent of turnover. [...] Comparisons of international data suggests that the UK is responsible for fewer innovations per capita than other countries such as Australia, Germany, the Netherlands, Spain and the United States. [...] in recent years, firms' research and development capacity appears to have declined (CAVE, 2009, p. 6-7).

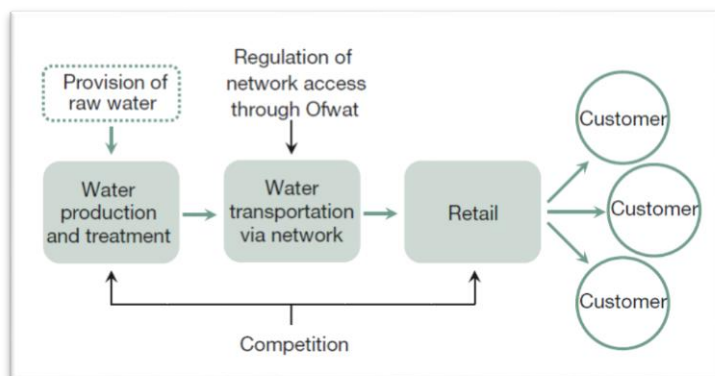
A atual estrutura da indústria de abastecimento de água inglesa, na forma de monopólios regionais verticalmente integrados e fortemente regulados, não contribui para um ambiente inovativo em todos os elos da cadeia produtiva. No entanto, a introdução de elementos de competição em parte da cadeia é vista como benéfica, uma vez que incentivaria o processo inovativo e reduziria custos. O grau de inovação no setor é determinado, prioritariamente, pelo sistema regulatório estabelecido pelo OFWAT. Essa abordagem permite que os consumidores obtenham parte dos ganhos de eficiência das companhias. No

entanto, dificulta a realização de investimentos em inovações mais arriscadas, mas potencialmente valiosas. Desse modo, a introdução de concorrência em alguns segmentos exigiria, inclusive, a adesão pelo OFWAT, considerando-se que isso alteraria a dinâmica do mercado e de sua regulação.

Neste sentido, foi proposta na *Cave Review* a introdução de mecanismos competitivos, a princípio no *retail (downstream) market*, acompanhados por reformas regulatórias no setor. A *retail competition* estimularia o desenvolvimento das *upstream activities* (captação, tratamento de água). Foi reconhecido, no documento de 2009, que o conceito de concorrência no setor não é familiar entre os *stakeholders*, não somente na Inglaterra, mas internacionalmente. Dessa forma, o processo de mudança deve ser cauteloso e requer o apoio governamental e de órgãos reguladores (CAVE, WRIGHT, 2010).⁴¹

A introdução de mecanismos como *upstream competition* incentivaria a inovação ao amplificar o leque de oportunidades comerciais para as companhias do setor. Como o atual sistema regulatório inglês não estimula a eficiência dinâmica, a desverticalização do setor, com a introdução de concorrência, tanto em âmbito do *upstream market* quanto no *downstream market (retail)*, permitiria alcançar essa eficiência no contexto do setor de saneamento (BOSCHECK, 2013). A figura 5 apresenta como poderia ocorrer a desverticalização do setor e a introdução de mecanismos competitivos em alguns segmentos.

FIGURA 5 - DESVERTICALIZAÇÃO DO SETOR DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA



Fonte: BOSCHECK (2013).

⁴¹ De acordo com Stern (2012), a *Cave Review* discutiu as possibilidades de desenvolvimento de concorrência em alguns segmentos do setor, mas as propostas na área eram mais considerações iniciais e opções amplas do que estratégias claramente definidas.

Pode-se dizer que o processo inovativo no setor de abastecimento de água assume diferentes formas, baseado em inovações políticas e técnicas, por exemplo. O desenvolvimento de novas tecnologias para captação, tratamento e distribuição de água a partir de menos energia e recursos químicos exige, inclusive, inovação técnica.⁴² A atual base tecnológica para alcançar os padrões ambientais de uma importante diretiva europeia, por exemplo, implicaria em um consumo energético e na emissão de gases de efeito estufa quadruplicados até 2030, além de um aumento de 50% no uso de produtos químicos para tratamento de água (CAVE, 2009, p. 20).⁴³

São limitadas as possibilidades de se desenvolver novas tecnologias ou ferramentas inovadoras de gestão de ativos no setor de abastecimento de água inglês, dadas as características do setor: avesso ao risco, altamente regulado, conduzido por normas cada vez mais rigorosas, executadas em prazos considerados curtos (5 anos) para a realização de investimentos em infraestrutura.⁴⁴ Apesar disso, é fundamental a direção de parte dos investimentos para a área de pesquisa e desenvolvimento (P&D), a fim de permitir o desenvolvimento de tecnologias viáveis, tanto em termos financeiros quanto de consumo energético (BRIDGEMAN, 2011).

Nesse sentido, faz-se importante considerar o histórico de investimentos da indústria de abastecimento de água com P&D, apresentados no gráfico 6, em milhões de libras, a partir do final da década de 1980, época da privatização do setor.⁴⁵

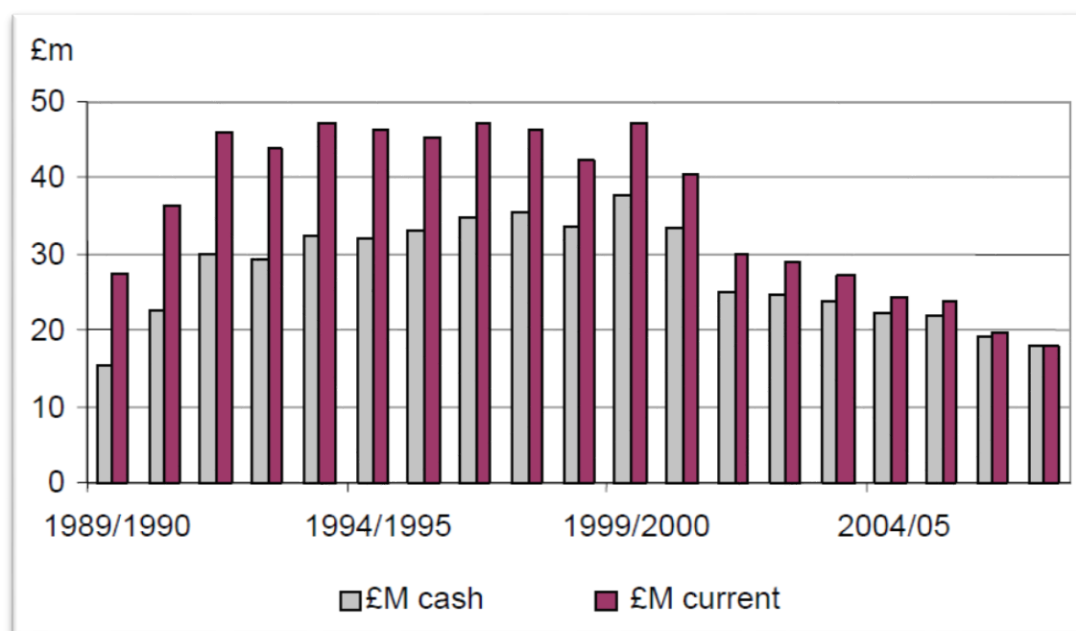
⁴² A organização *Environmental Knowledge Transfer Network*, apoiadora do desenvolvimento e da implementação de tecnologias e processos inovadores na Inglaterra, identificou o consumo eficiente de energia nos tratamentos de água e o uso sustentável de produtos químicos como duas de suas áreas tecnológicas prioritárias. No entanto, ressalta-se que a necessidade de cumprir normas ambientais mais rigorosas pressiona o consumo energético e o uso produtos químicos no setor de saneamento (BRIDGEMAN, 2011).

⁴³ Referência à *Water Framework Directive* (WFD).

⁴⁴ De acordo com Martin Cave, responsável pela *Cave Review*, “*The current framework of economic regulation does not always encourage significant investment in research and development or the trialling or adoption of innovations. This is because, depending on the level of investment, the probability of a successful outcome and value of the saving, the current outperformance period of between five and seven and a half years may be insufficient*” (CAVE, 2009, p. 14).

⁴⁵ Os dados do gráfico 6 excluem as companhias voltadas exclusivamente ao abastecimento de água (*water only companies*), considerando aquelas que prestam serviços de abastecimento e esgotamento conjuntamente.

GRÁFICO 6 - INVESTIMENTOS DAS COMPANHIAS DE ABASTECIMENTO E ESGOTAMENTO EM P&D.



Fonte: Cave Review of Competition and Innovation in Water Markets (CAVE, 2009).

Nota-se que os investimentos em P&D, durante o fim do período analisado, têm diminuído. Se considerados os investimentos realizados entre os anos de 1994 – 2004, houve uma diminuição significativa de valores. Os investimentos das companhias do setor em P&D, ao longo da década de 1990, mantiveram-se relativamente estável, tendo declinado de forma acentuada e contínua após o final da década. O valor real registrado dos investimentos em P&D variou de £ 45 milhões por ano no início da década de 1990 a £ 18 milhões no fim do período considerado (CAVE, 2009).⁴⁶

Cave (2009) concluiu em seu relatório que os gastos da indústria com pesquisa e desenvolvimento são relativamente baixos em comparação com outros serviços de utilidade pública, tanto no Reino Unido quanto no exterior. Em contraste com outras áreas, a indústria recebe pouco apoio governamental para P&D, quando comparada com outros setores regulados.⁴⁷

⁴⁶ “[...] In real terms, the amount of reported operational expenditure on research and development has fallen from £45 million a year in the early 1990s, to £18 million today” (CAVE, 2009, p. 103).

⁴⁷ “[...] International data providing suficiente comparison relating to research and development by water sector was unavailable to the Review. However, by looking at the combined gas, water and multi-utilities sector, the Department of Universities, Innovation and Skills found that in the UK research and development spending and multi-utilities sector was 0.29 per cent of turnover. This is roughly 40 per cent below the worldwide average for gas, water and multi-utilities of 0.49 per cent. It is also considerably below the UK national average level of research and development spend for all industries, which is 1.7 per cent (CAVE, 2009, p. 103).

Os gastos com P&D pelas companhias equivaleram a somente 0,3% do volume de negócios da indústria, entre 2004 e 2005, o que deve estar relacionado, inclusive, à falta de concorrência no setor, diferentemente de outros serviços de utilidade pública (SAINSBURY, 2007). Já em 2011-2012, as receitas totais das companhias de abastecimento e esgotamento, na Inglaterra e no País de Gales, atingiram quase £10 bilhões, tendo sido investido em P&D apenas £12.7 milhões do total, o que equivale a aproximadamente 0,13% das receitas (GRIFFITH; GORDON, 2012). A tabela 1, a seguir, apresenta os valores investidos pelas companhias de abastecimento e esgotamento em P&D para o ano de 2007-2008, em números absolutos e em termos de porcentagem da receita, bem como um ranking dessas companhias.

TABELA 1 - INVESTIMENTOS DAS COMPANHIAS EM P&D EM 2007-2008 EM VALORES ABSOLUTOS E PERCENTUAIS

Company	R&D (000)	Rank	R&D (%)	Rank
TMS	5080	1	0.34	5
YKY	4400	2	0.55	2
SVT	4300	3	0.34	6
WSX	2600	4	0.66	1
ANH	2083	5	0.21	9
NES	1800	6	0.29	8
NWT	1000	7	0.07	16
TVN	650	8	0.29	7
WSH	500	9	0.08	15
SWT	420	10	0.10	11
SRN	130	11	0.02	19
MSE	105	12	0.06	17
CAM	85	13	0.41	4
BRL	80	14	0.09	14
FLK	75	15	0.42	3
SES	52	16	0.10	12
BWH	50	17	0.11	10
PRT	30	18	0.09	13
THD	6	19	0.04	18
CDW	-	-	-	-
DVW	-	-	-	-
SST	-	-	-	-

Note: "-" denotes where company was unable to provide a figure for R&D.

Fonte: London Economics (2009).

Duas principais razões podem ser elencadas para a diminuição de investimentos em P&D no setor após a década de 1990. A primeira decorre da implementação no setor de metas ambientais rigorosas, impostas a partir da época da privatização, as quais exigiram o desenvolvimento de novas tecnologias e aumentaram os gastos com P&D. A segunda diz respeito à revisão tarifária de 1999, que levou à redução das tarifas em cerca de 12%. Com

a diminuição de suas receitas, as companhias precisaram cortar gastos e encontraram na área de P&D uma forma relativamente simples de eliminar custos sem impacto imediato. Então, reduziram os investimentos na área a fim de manter suas margens de lucro (SAINSBURY, 2007).

Bridgeman (2011) coloca que as companhias se tornaram relutantes em investir em inovação em virtude da pressão do órgão regulador sobre os preços das tarifas, com a redução das contas para os consumidores, ao passo que a tecnologia convencional removeria a incerteza financeira quanto ao retorno dos investimentos.

Sem investimentos sólidos em P&D, no entanto, pode-se questionar de onde virão os avanços necessários ao processo inovativo, sobre o qual repousam soluções para alguns desafios tecnológicos colocados no setor de saneamento (consumo energético, uso de produtos químicos, tratamento de esgoto, etc.). Apesar disso, os ciclos quinquenais de planejamento, utilizados para definir as necessidades de investimento no setor, não condizem com o horizonte de P&D favorável ao desenvolvimento das inovações.

O UK Water Industry Research (UKWIR, 2007), um órgão estabelecido pelas companhias de abastecimento para condução de pesquisas de comum interesse no setor, ao examinar o padrão de investimentos em P&D, concluiu, em 2006, que existia uma falta de alinhamento entre os diversos atores envolvidos na provisão e na regulação dos serviços (companhias de abastecimento, reguladores, governo). Esse desalinhamento limitaria a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas para atender de forma sustentável às necessidades futuras.

Além disso, o UKWIR apontou que os incentivos à inovação se limitariam à redução de perdas por vazamentos e à manutenção da qualidade da água potável. Questões que trariam benefícios de longo prazo, como eficiência energética, não seriam tão enfocadas, de modo que seria atribuída a elas uma prioridade bem mais baixa, apesar das despesas enormes que as companhias inglesas de abastecimento teriam, à época, com energia (SAINSBURY, 2007).⁴⁸

A promoção da inovação não é um dever específico do regulador econômico. No entanto, a inovação constitui um importante fator na proteção do interesse dos consumidores futuros, principalmente. Nesse sentido, em 2003, as funções do OFWAT passaram a focar

⁴⁸ Bridgeman (2011) salienta que é importante considerar que a situação mudou desde a época da publicação do relatório, em 2006. Entretanto, o direcionamento das inovações parece estar restrito aos requisitos regulatórios especificamente.

a concorrência e a sustentabilidade. Além disso, a inclusão da inovação no escopo regulatório pode beneficiar as companhias de abastecimento.

A introdução de mecanismos inovativos, entretanto, deve ser cautelosa. De acordo com Lodge e Stern (2014), as tentativas de criar incentivos à utilização de recursos energéticos renováveis, por exemplo, produziram tensões consideráveis para os sistemas regulatórios. O favorecimento de determinadas tecnologias, em detrimento de outras, apresentou oportunidades, ao mesmo tempo que produziu consequências relacionadas às decisões de investimentos, especialmente em termos de capacidade das infraestruturas.

De modo resumido, podem ser percebidos significativos avanços na qualidade da água potável e nos serviços de saneamento após a privatização do setor na Inglaterra, em parte oriundos de investimentos de capital e redução de ineficiências. A indústria enfrenta atualmente, no entanto, uma série de necessidades relacionadas à inovação. Apesar disso, investe-se, atualmente, menos em P&D do que no período da privatização. Neste cenário, é importante considerar a falta de financiamento para produzir as necessárias inovações e as estratégias utilizadas pelo regulador econômico no direcionamento do processo inovativo.

2.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS

As ações ambientais em âmbito europeu, anteriormente ao Tratado da União Europeia (1992), estavam voltadas ao funcionamento do mercado e focadas na política econômica. Após o Tratado, a política ambiental dos países da União Europeia se fortaleceu e, embora tenha mantido uma estreita ligação com a política econômica, tornou-se, em comparação com as ações anteriores, muito mais voltada à melhoria da qualidade ambiental, à proteção da saúde e ao Desenvolvimento Sustentável (LÖFSTEDT *et al.*, 2001, p. 413).

Durante as duas últimas décadas, as diretivas europeias relacionadas à potabilidade e ao tratamento de águas residuais urbanas têm sido os principais motores do desenvolvimento da infraestrutura dos países e do cumprimento dos critérios de qualidade hídrica, especialmente nos casos em que falta uma legislação semelhante em nível nacional. De modo geral, tais diretivas estabelecem normas mínimas quanto ao abastecimento de água, ao saneamento como um todo e à tradução das diretrizes gerais da UE para as respectivas legislações nacionais, inclusive a inglesa (EEA, 2014, p. 11).⁴⁹

⁴⁹ Até o momento, o DEFRA, envolvido no estabelecimento das normas ambientais inglesas no setor de saneamento e no cumprimento dos padrões em âmbito da UE, garantiu que a Inglaterra não precisasse pagar

Para certificar-se de que haverá suficiente disponibilidade de água potável no longo prazo, no início do milênio a UE adotou a *Water Framework Directive* (WFD). A Diretiva de 2000, cujo objetivo abrangia toda a Europa até 2015, constituiu uma das peças mais abrangentes e ambiciosas da legislação ambiental da UE, complementada por uma série de outras leis que governam aspectos específicos da política hídrica a fim de alcançar um bom estado de qualidade das águas, incluindo águas residuais urbanas, emissões industriais, águas potáveis, balneares, etc.⁵⁰

Este instrumento internacional tem como principal unidade de gestão as bacias hidrográficas, muitas das quais atravessam fronteiras entre os Estados-Membros. A Diretiva foi implementada por meio da caracterização dessas bacias e a partir dos resultados de uma avaliação de seus estados. A WFD estabeleceu um calendário de implementação de suas diretrizes com base em ciclos de gestão de seis anos, sendo obrigatória a elaboração de planos de gestão das bacias hidrográficas pelos Estados-Membros, bem como a consulta pública e a participação no desenvolvimento dos planos (EUROPEAN UNION, 2013).

A partir da adoção da Diretiva (WFD), em 2000, a UE deu um passo crucial no que diz respeito ao estabelecimento de uma abordagem integrada de gestão dos recursos hídricos com base nas bacias hidrográficas. Desde então, um progresso significativo foi alcançado, embora a UE não estivesse em vias de atingir os objetivos da Diretiva até 2015. Como um processo de revisão e reforma política, no intuito de alcançar o pleno potencial dos objetivos estabelecidos pela Diretiva, foi lançado na UE, em 2012, o *Blueprint to Safeguard Europe's Waters*, o qual fomentou o debate acerca da definição das melhores práticas e dos modelos econômicos para gestão dos recursos hídricos europeus, aplicando instrumentos existentes na Diretiva e explorando, ainda, novos mecanismos políticos (BOSCHECK, 2013).⁵¹

Quando os reguladores dos serviços de utilidade pública foram estabelecidos na Inglaterra, na década de 1980, tinham como principais funções proteger o interesse dos consumidores e desenvolver a competição, se possível, ou agir a favor de mecanismos substitutivos dela, tais como a limitação dos preços das tarifas, em mercados nos quais a competição é dificultada, como nos casos de monopólio natural. Em face das mudanças

multas por descumprimento das diretivas europeias relacionadas aos recursos hídricos, ao contrário de outros Estados-membros europeus.

⁵⁰ A WFD estabelece um abrangente conjunto de normas para proteger e restaurar os recursos hídricos em toda a Europa, incluindo diretrizes acerca de: águas balneares; água potável; águas subterrâneas; tratamento de águas residuais urbanas; nitratos; prevenção e controle integrados da poluição; lodo de esgoto, etc. (UN WATER, 2015).

⁵¹ O modelo estabelecido pela Comissão Europeia (*Blueprint*) para salvaguardar os recursos hídricos europeus até 2020 se deu como um kit de ferramentas para melhorar a implementação da gestão hídrica (EU, 2014).

climáticas e da emergência de importantes questões ambientais, governantes e reguladores se voltaram a novos objetivos regulatórios, considerando que, de modo geral, as decisões políticas interferem amplamente nas decisões de mercado dos setores regulados.

Desde o período em que ocorreram as privatizações dos setores de utilidade pública ingleses, incluindo o saneamento no final da década de 1980, os objetivos regulatórios se expandiram, passando a adotar, além das questões socioeconômicas, a explícita incorporação de assuntos ambientais, na medida em que eram reconhecidos os impactos e as consequências desses assuntos para a regulação econômica (LODGE, STERN, 2014).

Haviam aqueles que defendiam que, para preservar a estabilidade e a independência das agências, os reguladores deveriam se concentrar apenas nas questões econômicas, não em assuntos ambientais. Outros, por sua vez, acreditavam que, na estrutura regulatória, um conjunto de objetivos se estabelece, devendo também ser considerados os efeitos ambientais das atividades econômicas reguladas (OWEN, 2006).

Após as privatizações, surge, portanto, um conflito entre os objetivos políticos, no que tange ao meio ambiente e ao papel dos reguladores, devido ao foco anteriormente pautado em questões econômicas de modo estrito. Diante de tais divergências, estabeleceu-se a definição de atribuições diferentes quanto ao escopo da regulação dos recursos hídricos. Enquanto as orientações e o cumprimento das exigências ambientais ficariam a cargo dos reguladores ambientais (EA; DWI), o regulador econômico se encarregaria de funções relacionadas aos custos de alcança-las, ao passo que o governo seria responsável por estabelecer um equilíbrio entre as decisões dos distintos órgãos.

A preocupação crescente com a política ambiental levou ao desenvolvimento dos órgãos reguladores ambientais na década de 1990 e ao seu empoderamento. Além disso, tornou mais explícitas as exigências ambientais, as quais cresceram significativamente ao longo dos últimos 15 anos (STERN, 2010). Neste contexto, o órgão regulador econômico (OFWAT) passou a trabalhar em conjunto com a então existente Autoridade Nacional de Rios (NRA) e com a Inspeção de Água Potável (DWI), orientados pelo DEFRA, que esclarecia as obrigações legais existentes e potenciais.

Em 1997, no entanto, o governo inglês eleito sinalizou sua intenção de rever a regulação dos serviços de utilidade pública e, em 1998, publicou propostas direcionadas a algumas mudanças, em virtude de motivações relacionadas à política tarifária (preocupação com os usuários a respeito das cobranças pelas companhias); à necessidade de definir as respectivas responsabilidades dos reguladores e do governo e à adequação a respeito de

considerações socioambientais. O resultado da revisão culminou no ingresso de atribuições relacionadas ao Desenvolvimento Sustentável no escopo de trabalho do regulador econômico (OWEN, 2006).

A ideia de um compromisso do OFWAT com o Desenvolvimento Sustentável remonta, portanto, a meados de 2000, quando o Comitê de Auditoria Ambiental criticou a postura do órgão regulador quanto aos assuntos ambientais, assinalando que o OFWAT não deveria subestimar a importância dos investimentos em qualidade ambiental devido às pressões sobre as tarifas, deixando de considerar os benefícios dela derivados.

As críticas surgem em meio às preocupações a partir da polarização de alguns dos principais atores do cenário político hídrico, incluindo, de um lado, os consumidores e o órgão regulador econômico, os quais eram tidos como enfocados na redução dos preços das tarifas em detrimento do meio ambiente e, de outro, grupos ambientais e a EA (órgão de regulação ambiental), ambos defensores de melhorias ambientais e não tão preocupados com o custo delas aos consumidores.

O Comitê recomendou ao então diretor geral do OFWAT, Ian Byatt, que ficasse diretamente responsável por assegurar a contribuição positiva do órgão em relação ao compromisso com o Desenvolvimento Sustentável, ao passo que o diretor respondeu formalmente ao Comitê acreditar que as funções quanto à promoção do Desenvolvimento Sustentável melhor repousam na agenda governamental do que nas tarefas do regulador econômico. Ian Byatt argumentava a respeito da importância de se atentar para o aumento da qualidade da água, mas colocava que ações nesse sentido implicariam em decisões de custos e alterações nos preços das tarifas, as quais poderiam dificultar o acesso aos serviços por parte de determinados grupos de consumidores (OWEN, 2006).

No entanto, no mandado do diretor posterior Philip Fletcher, em 2000, o OFWAT ficou encarregado de assumir obrigações relacionadas ao Desenvolvimento Sustentável, uma vez que o *Water Act* publicado em 2003 continha a especificação de tais deveres. O *Water Act* de 2003 estabeleceu que, ao proteger o interesse dos consumidores, existentes e futuros, e ao assegurar às companhias condições de financiar suas atividades, o órgão deveria considerar o melhor cálculo para alcançar os objetivos voltados ao Desenvolvimento Sustentável, de acordo com orientações governamentais. As mudanças introduzidas pela lei seriam implementadas em 2006.

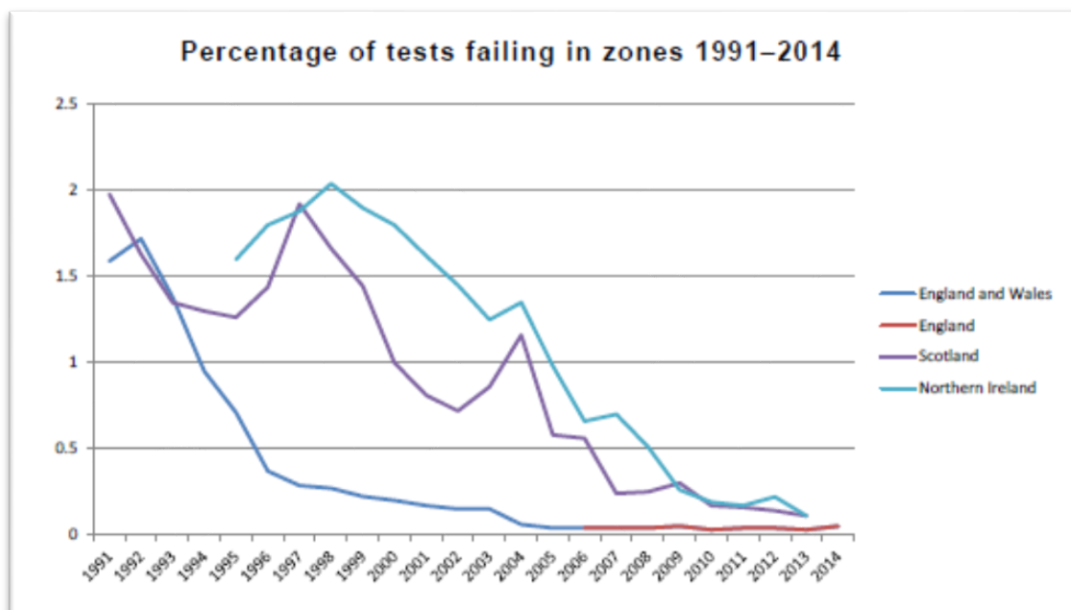
O OFWAT estima que, desde 1999, as principais razões para os aumentos nos preços das contas de água são oriundas dos custos de cumprimento das legislações

ambientais e da manutenção da rede existente, tendo as eficiências operacionais compensado parcialmente esses fatores de custo.⁵² No entanto, as ações realizadas para cumprimento da legislação e os investimentos nesse sentido têm surtido efeito.

A qualidade da água potável e das águas balneares inglesas tem melhorado nos últimos anos. Por exemplo, 99,6% das águas balneares na Inglaterra e no País de Gales alcançou o padrão mínimo necessário em relação às normas da UE em 2014, em comparação com 95,0%, em 2000, e uma média de 95,1% da UE. Há 99,95% de conformidade com padrões de água potável da UE, em comparação com 99,86% em 2001 (NAO, 2015).⁵³

Em 2014, as companhias de abastecimento de água inglesas realizaram 3.853.350 testes, a fim de verificar o cumprimento dos requisitos de qualidade de água. Apenas 0,04% desses testes não estavam de acordo com os padrões estabelecidos, o que representa uma situação bastante favorável desde que os órgãos reguladores foram estabelecidos, há cerca de 25 anos, como ilustra o gráfico 7, a seguir (DWI, 2015).

GRÁFICO 7 - PORCENTAGEM DA AMOSTRA QUE NÃO ATENDEU ÀS ESPECIFICAÇÕES POR REGIÃO (1991-2014)



Fonte: Drinking Water Inspectorate (DWI, 2015).

⁵² O DEFRA estima que cerca de 2% da conta média de consumidores domésticos é atribuível aos custos do cumprimento da *Water Framework Directive* (NAO, 2015).

⁵³ Para obtenção de valores individualmente detalhados de alguns parâmetros de qualidade da água potável, tais como turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), coliformes, entre outros, verificar o relatório *Drinking water quality in England: the position after 25 years of regulation* (DWI, 2015). Já para obtenção de dados mais gerais sobre a qualidade de água (balneares e fluviais) e de outras estatísticas ambientais, verificar os documentos *Environmental Statistics* (DEFRA, 2013) e *England Natural Environment Indicators* (DEFRA, 2015).

De modo resumido, os órgãos reguladores dos serviços de utilidade pública da Inglaterra tinham, inicialmente, funções claramente econômicas, mas uma série de conflitos entre os objetivos econômicos e as políticas governamentais surge a partir das décadas de 1980 e 1990. A atribuição de novos deveres ao OFWAT representou, para alguns, uma desvirtuação de seu principal objetivo (econômico), enquanto foi vista, por outro ângulo, necessária ao setor, dado que suas atividades produzem externalidades ambientais, as quais devem ser consideradas no escopo regulatório.

Embora o escopo do regulador econômico tenha se expandido no que diz respeito às questões ambientais, devem ser consideradas as fronteiras governamentais e regulatórias de atuação. Em outras palavras, devem ser bem delineados os papéis de órgãos reguladores e governantes. O ambiente institucional inglês tem contribuído para importantes melhorias na qualidade da água desde a época das privatizações, tendo criado condições para incentivar o investimento privado e os benefícios ao meio ambiente.

As medidas relativas à qualidade da água potável melhoraram a partir de então e o país tem evitado multas pelo não-cumprimento das obrigações da UE. O OFWAT espera que as companhias de abastecimento de água invistam 44 bilhões de libras na melhoria dos serviços, aumentando a resiliência e a proteção do meio ambiente entre 2015 e 2020 (NAO, 2015).

3. O MODELO REGULATÓRIO NORTE-AMERICANO

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais características do modelo regulatório norte-americano, a fim de levantar uma discussão a respeito das similaridades e das distinções entre este modelo e o brasileiro. Visa também buscar elementos comparativos que poderiam ser aplicados de forma a facilitar a busca pela eficiência regulatória, particularmente quanto ao desenvolvimento do setor de abastecimento de água brasileiro. Para tanto, o capítulo está estruturado em cinco subseções, tendo como pontos fundamentais: a) histórico do setor de abastecimento norte-americano; b) estrutura regulatória; c) modelo de tarifação; d) regulação e dinâmica tecnológica; e) regulação e questões ambientais.

3.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO NORTE-AMERICANO

Em âmbito regulatório mais geral, que inclui não somente serviços de utilidade pública como os de saneamento, podem ser identificadas ondas de mudanças institucionais quanto à criação de agências reguladoras nos Estados Unidos, para a atuação em um conjunto diversificado de áreas, tais como: mercado de capitais (*Securities and Exchange Commission* - SEC); meio ambiente (*US Environmental Protection Agency* - EPA); alimentos (*Food and Drug Administration* - FDA); defesa da concorrência (*Federal Trade Commission* - FTC), etc.

A primeira onda de transformações data do final do século XIX, tendo como característica a criação de agências de defesa da concorrência e de controle de monopólios naturais. De acordo com Melo (2001), os marcos deste movimento são o *Interstate Commerce Act* (1887) e o *Sherman Act* (1890), em um contexto no qual um aparato administrativo *ad hoc* foi criado para facilitar a regulação.

A segunda onda de mudança, por sua vez, ocorreu cerca de 40 anos após a primeira, durante o *New Deal*, na década de 1930. Neste período, assiste-se à intensa criação de agências independentes, cujo modelo foi o da FTC. Naquela década, foram criadas as instituições centrais do Estado regulatório americano moderno, incluindo a SEC; a *Federal Power Commission* (FPC); a *Federal Communication's Commission* (FCC); a *Civil Aeronautics Board* (CAB) e a FDA. As recém criadas agências detinham funções legislativas, com autonomia para emitir normas; e executivas, para implementar decisões administrativas, podendo ainda arbitrar conflitos entre as partes (MELO, 2001).

Já a terceira onda ocorreu a partir de meados da década de 1960, período em que foram criadas agências voltadas à regulação social, estendendo-se até a década de 1990. Este momento foi marcado pelo enfoque na regulação social, além de um processo de desregulamentação nos anos 1980. Embora as agências independentes tenham passado por esse processo, apenas uma delas foi extinta, a *Civil Aeronautics Board*. No entanto, a atuação das entidades reguladoras precisou ser alterada em virtude do ambiente desfavorável à atividade regulatória, com diminuição de recursos à disposição das agências, inclusive da agência de proteção ao meio ambiente (MELO, 2001).

Ressalta-se que nas duas primeiras ondas de mudança o formato de órgão regulador que prevaleceu foi o de *Independent Commission*, formato que deu lugar, gradativamente, ao de *Executive Agency*, escolhido para a *Occupational Safety and Health Agency* (OSHA) e para a *US Environmental Protection Agency* (EPA). Em um contexto de conscientização ambiental, a EPA foi criada, em 1970, na gestão do ex-presidente Richard Nixon, para consolidar em uma só entidade uma variedade de atividades, tais como definição de normas, fiscalização, acompanhamento e medidas de execução, no intuito de assegurar a proteção ambiental (ANDREWS, 2011).

As transformações pelas quais passou o setor de saneamento, por sua vez, nas últimas décadas pode ser caracterizada em torno de quatro períodos principais, a saber: a) antes de 1965; b) de 1965 a 1975; c) de 1975 a 1989; d) a partir de 1990. No início do século XX, a gestão norte-americana dos recursos hídricos foi quase exclusivamente centrada no abastecimento de água, no controle de enchentes e na navegação, inexistindo ainda uma agência tão forte como a EPA. O foco, já no final do século, passou a ser a proteção do meio ambiente, de modo a garantir água potável e, ao mesmo tempo, proporcionar experiências recreativas e estéticas a partir dos recursos hídricos.

Desse modo, a nova forma de enxergar o uso da água começou a receber igual atenção. Além disso, o público ambientalmente consciente passou a pressionar para que fossem adotadas melhores práticas de gestão, a fim de resolver os problemas hídricos do país. A noção de uma exploração contínua para fornecimento de mais água foi substituída pela ideia de um uso mais racional do recurso. As atitudes sociais se alteraram em direção à gestão eficiente dos recursos hídricos, mudanças de ponto de vista que se infiltraram em ambas as leis federais e estaduais, tendo desempenhado posteriormente um importante papel na definição da gestão dos recursos naturais.

Antes da aprovação da Lei de Planejamento de Recursos Hídricos de 1965 (*Water Resources Planning Act*), o governo federal era o principal responsável pela gestão dos recursos hídricos norte-americanos. Recursos financeiros poderiam ser obtidos por interesses locais para apoio dos projetos, tendo sido construídas diversas instalações de grande porte. Diversos estados norte-americanos adotaram padrões rígidos de regulamentação ambiental, frequentemente impondo sobre as práticas de gestão condições até mesmo mais rigorosas do que aquelas estabelecidas pelas leis federais (VIESSMAN JR., 1990).

A partir de 1965, deu-se a transição para uma nova era, na qual houve uma continuação do desenvolvimento dos projetos hídricos, mas o papel dos governos estaduais na gestão de recursos começou a se expandir. Além disso, mudou-se o foco da política pública da oferta de água para questões relacionadas à qualidade da água ofertada e ao meio ambiente. O período de 1965 a 1975 passou por alterações nas agendas estaduais e federais, tendo os eventos da época influenciado a gestão do setor nas décadas posteriores. Embora os recursos federais prevalecessem, foi atribuída maior importância aos estados e ao gerenciamento dos recursos hídricos, para além de questões de abastecimento de água (VIESSMAN JR., 1990).⁵⁴

Neste contexto, o período entre 1965 e 1975 foi marcado por: a) um processo de descentralização, caracterizado pelo aumento de importância do papel dos estados; b) uma alteração do enfoque do abastecimento de água para o controle da poluição; c) uma exigência legal de que os impactos ambientais estivessem presentes no planejamento e na condução dos projetos hídricos. Na década de 1970, diversos eventos caracterizaram o cenário institucional norte-americano, destacando-se, dentre eles: a criação da EPA, em 1970; a publicação do relatório *Water Policies for the Future*, em 1973, pela *National Water Commission* (NWC) e as propostas políticas estabelecidas pelo ex-presidente Jimmy Carter, em 1978, a partir da publicação do documento *Water Policy Initiatives* (WPI).

As propostas de Carter objetivavam: a) melhorar a gestão dos recursos hídricos e a cooperação entre os governos federal e estaduais; b) autorizar, em seu mandato, somente a implantação de projetos hídricos considerados sólidos; c) enfatizar a necessidade da

⁵⁴ A noção de que os estados deveriam assumir maior responsabilidade por seus programas hídricos esteve acompanhada pela ideia de que aos estados deveriam ser concedidos auxílios e orientações federais, de modo que conseguissem assumir esse novo papel. Nesse sentido, o governo federal deveria trabalhar em conjunto com o estadual para ajudá-lo no desenvolvimento de opções de financiamento eficazes e na ampliação e manutenção de programas de planejamento e gestão.

conservação dos recursos hídricos e da qualidade ambiental. Em 1978, Carter publicou uma lista de projetos (*hit list*) que, segundo sua gestão, não seriam sólidos ou adequados, de modo que o então presidente vetaria qualquer iniciativa legislativa que incluísse projetos desta lista, o que agravou o antagonismo entre o presidente e os membros pró-desenvolvimentistas do Congresso. Neste sentido, argumenta-se que

In fact, the Carter Administration's initiative to develop a national water policy encountered trouble from the beginning. Announcement of the infamous "hit list" on the day Western governors convened to discuss the critical drought in 1977 was particularly unfortunate for the Carter water policy efforts. That act upset the Administration's relations with the West and fostered a lasting mistrust. (VIESSMAN JR, 1982, p. 35-36, grifo nosso).

O movimento em direção à implantação somente de projetos considerados sólidos não se materializou e poucas mudanças resultaram, de fato, das propostas do então presidente, que tiveram como principais produtos estudos e regulamentações. O ambiente de conflito e desconfiança contribuiu para um esforço cada vez maior, pelo governo federal, de reforçar a transparência na prestação de contas referentes aos projetos e programas do setor (VIESSMAN JR, 1982).

Embora o mandato do ex-presidente Ronald Reagan (1981-1989) tenha adotado, em relação aos projetos hídricos, uma postura mais receptiva do que a de seu antecessor Carter (1977 - 1981), no mandato de Reagan a política de redução dos gastos públicos acabou por limitar a verba destinada aos investimentos no setor. Mesmo em relação ao controle da poluição hídrica, os esforços para reduzir os gastos federais eram evidentes e só poderiam ser regulamentadas novas leis se seus benefícios econômicos fossem comprovados (menores que os custos de aplicação da lei), o que levou a um processo de desregulamentação em seu mandato (VIESSMAN JR., 1990; ANDREWS, 2011).

Durante as décadas de 1970 e 1980, devido à pressão dos grupos de interesse, os reguladores se viram forçados a adotar medidas duras e restritivas. “Até no mandato do ex-presidente Reagan, no qual a gestão era exercida sob uma perspectiva mais ‘pró-indústria’, orientada para o mercado, os reguladores da segunda era de William Ruckelshaus (1983-1985),⁵⁵ pressionavam por padrões elevados” de regulação (LÖFSTEDT *et al.*, 2001, p. 402, tradução nossa). Mesmo com cortes nos recursos financeiros das agências, estas tentavam efetivar suas atividades.

⁵⁵ William Doyle Ruckelshaus é advogado e ex-funcionário do governo norte-americano, tendo servido como o primeiro chefe da Agência de Proteção Ambiental norte-americana (EPA), em 1970. Em seguida, dirigiu o Departamento Federal de Investigação (FBI) e foi Procurador-Geral Adjunto dos Estados Unidos. Posteriormente, retornou como administrador da EPA durante os anos de 1983 a 1985 (ANDREWS, 2011).

Ao apresentar uma regulação restritiva e resistente, defendendo suas ações no poder judiciário, os reguladores conseguiram manter um certo grau de independência da indústria, de modo que evitavam a captura, prática comum nas décadas de 1950 e 1960.⁵⁶ Dessa maneira, os reguladores norte-americanos começavam a ganhar legitimidade por parte dos diferentes grupos de pressão e credibilidade pública. Neste contexto, convém destacar que os princípios de transparência e participação pública têm sido promovidos ao longo de décadas pelo modelo regulatório norte-americano. A participação dos cidadãos na formulação da política ambiental norte-americana data de meados de 1970, na sequência da promulgação da *National Environmental Policy Act*, de 1969 (LÖFSTEDT *et al.*, 2001).

Já o princípio de transparência remonta ao ano de 1946, em que foi estabelecida uma das leis mais importantes referente à regulação norte-americana, a saber: *Administrative Procedure Act* (APA). Essa lei estabelece os conceitos e procedimentos para exercício da regulação, inclusive garantindo maior transparência aos processos regulatórios, uma vez que, por meio dela, toda a regulamentação das agências – exceto as que podem ser consideradas confidenciais – deve ser publicada no Registro Federal ao menos 30 dias antes de se tornar eficaz (UNITED STATES OF AMERICA, 1946). Além disso, a transparência é reforçada na *National Environmental Policy Act* (NEPA), por meio da qual foi estabelecido (Seção 102) que

*[...] all agencies of the Federal Government shall [...] (C) include in every recommendation or report on proposals for legislation and other major Federal actions significantly affecting the quality of the human environment, a **detailed statement by the responsible official** [...] the responsible Federal official shall consult with and obtain the comments of any Federal agency which has jurisdiction by law or special expertise with respect to any environmental impact involved. **Copies of such statement and the comments** [...] shall be made available to the President, the Council on Environmental Quality and to the public [...]; (G) **make available to States, counties, municipalities, institutions, and individuals, advice and information useful in restoring, maintaining, and enhancing the quality of the environment** [...]* (UNITED STATES OF AMERICA, 1969, grifo nosso).

O período entre os anos de 1975 a 1989 foi marcado, de modo geral, por um momento em que se teve: a) restrição do orçamento federal e das agências; b) adoção de medidas mais restritivas pelos reguladores ambientais; c) incremento da transferência de autoridade para os estados; d) crescente conscientização pública de que o desenvolvimento de políticas e futuras ações no setor deveria estar baseado em análises amplas e integradas;

⁵⁶ Isso se deve ao mecanismo que existe nos Estados Unidos para fiscalização da tomada de decisões dos próprios órgãos reguladores. A exigência, por exemplo, de justificativas escritas dos procedimentos adotados e da existência de tribunais de justiça que legislem sobre a constitucionalidade das políticas das entidades reguladoras (MELO, 2001).

e) enfraquecimento do apoio de membros do Congresso; e f) noção crescente de que os usuários dos recursos hídricos deveriam pagar uma parcela maior dos custos dos serviços por eles demandados (VIESSMAN JR., 1990).

Desde a década de 1970, vários esforços foram concentrados rumo às mudanças institucionais no setor.⁵⁷ No entanto, até meados da década de 1990, não havia grandes incentivos para a participação privada no setor, principalmente por dois fatores: a) não se fazia a separação entre propriedade de ativos e gestão dos serviços; b) as empresas públicas dispunham de vantagens fiscais no levantamento de fundos para investimento nos mercados de capitais. Com a entrada de empresas inglesas e francesas, especializadas na gestão de serviços de abastecimento de água, no mercado norte-americano, esta situação se modificou, ampliando-se a participação privada (HOLANDA, 1995; BEECHER, KALMBACH, 2013).

Ao longo do tempo, o modelo regulatório norte-americano passou por alterações em virtude das ineficiências causadas, incluindo as constantes demandas judiciais (defesas das decisões junto ao poder judiciário) e a condução da regulação pela opinião pública, em vez de pautada na ciência. Em um ambiente litigioso e populista como tal, os reguladores começaram a explorar uma série de modelos alternativos, a partir dos quais os setores regulados foram encorajados a trabalhar com o interesse público e os reguladores, em vez de se opor a eles.

Neste contexto, em Denver, no ano de 1995, foi realizada uma reunião entre entidades reguladoras, as *Public Utility Commissions* (PUCs), para ponderar o que as *Commissions* deveriam fazer na virada do século. O evento foi seguido por conferências semelhantes (somente com PUCs) em 1998, 2002 e 2003. Dentre as principais propostas identificadas como necessárias pelas entidades reguladoras, na reunião de Denver, estavam:

Support of competition (actively induced or merely allowed) where likely to be fair and effective [...]; Protection of those customers who would not really benefit by reliance on competition [...]; Monitoring the impact and acting on the consequences of new corporate structures (e.g., mergers, parent-subsidiary dealings), jurisdictional changes (e.g., federal-state authority), necessary changes in regulatory methods [...]; Make greater use of collaborative processes, mediation skills, pre-litigation resolution, stipulations (JONES, 2006, p. 11).

⁵⁷ A exemplo da divulgação dos documentos *Water Policies for the Future*, em 1973, pela Comissão Nacional de Águas (NWC), e do *Water Policy Initiatives*, em 1978, pelo então presidente Carter; e da criação do conselho de meio ambiente e recursos naturais (*Cabinet Council on Natural Resources and Environment*), em 1981, pelo ex-presidente Reagan. As propostas da NWC enfatizavam a mudança de foco da oferta para a qualidade hídrica e a proteção ambiental, enquanto a reforma política de Carter buscou aumentar o enfoque na qualidade ambiental e promover a conservação e o uso racional dos recursos hídricos, por meio de um melhor planejamento e de uma gestão cooperativa entre entes federativos. Já a gestão do ex-presidente Reagan adotou a postura de restringir o orçamento das agências reguladoras e transferir a responsabilidade de alguns dos programas hídricos para os estados, reforçando o papel e a autonomia das unidades federativas.

As propostas foram refinadas nos eventos subsequentes, mas mantiveram como necessária a mudança de paradigma em relação à forma como a regulação dos serviços de utilidade pública era percebida. Os novos modelos de negociação, em geral, levaram a um aumento da confiança pública nas políticas desenvolvidas, em comparação com o início da década de 1990. No entanto, ainda é cedo para determinar se essas reformas têm sido amplamente bem sucedidas, dado que as evidências são inconclusivas e que ainda nos anos 2000 existia “*considerable inherent distrust between the regulators and the regulatee. The regulators [...] still want to slap fines on industry [...] industry does not feel that it wants to work with such aggressive-minded individuals* (LÖFSTEDT et al., 2001, p. 403).

Neste sentido, não se pode afirmar que as adaptações das *Commissions* ao novo ambiente regulatório foram completadas, nem que isso fosse esperado, considerando as diferentes restrições legais e institucionais nas configurações de cada estado. Entretanto, a respeito da validade das mudanças, pode-se afirmar que são úteis e que

[...] not all previous learning of the organization ought to be abandoned. After all, the deregulatory phenomenon and its counterpart of market reliance does not apply to all utility sectors (water providers are still monopolies) [...] This is to say that PUCs were faced with simultaneously transforming themselves in response to the restructuring of parts of the industries which they oversaw while maintaining the organization, procedures, and staff capabilities appropriate to regulating the remaining monopoly elements (JONES, 2006, p. 12).

Por fim, enquanto existirem elementos monopolísticos, em alguns ou em todos os segmentos do setor de abastecimento de água, os consumidores deverão continuar tendo direito à prestação de serviços seguros a preços módicos e as operadoras deverão ter direito à recuperação do seu investimento, com um retorno que permita a modicidade tarifária. Cabe às PUCs, em um contexto de possível desverticalização do setor e de custos transacionais, regular as companhias de modo flexível, não tão suave, quando for possível introduzir mecanismos concorrenciais, nem tão restrito quando não for.

3.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA

A estrutura de prestação dos serviços de abastecimento de água, nos Estados Unidos, é fragmentada e institucionalmente pluralista. Caracteriza-se por ser, basicamente, pública e descentralizada, em âmbito municipal. Apesar da multiplicidade de prestadores, o setor é interconectado, com o compartilhamento de estruturas pelas companhias (*common ownership/physical interconnection*). Existe um mercado para compra de água em grandes volumes (*wholesale water market*), sendo que aproximadamente 8670 sistemas (18%)

dependem primordialmente dessa água (*purchased water*). Pode ocorrer também uma prestação regionalizada dos serviços, por meio da qual “*larger municipal water systems also provide wholesale and retail water services outside of their jurisdictional boundaries*” (BEECHER, KALMBACH, 2013, p. 32, grifo nosso).⁵⁸

O pluralismo institucional é verificado na medida em que há uma pulverização de responsabilidades entre diversos intervenientes, com destaque para: a EPA; o Departamento de Agricultura (*Department of Agriculture*), órgão que também financia o setor; os entes federativos, principalmente as administrações locais; as entidades reguladoras (*agencies, commissions*); as diversas associações do setor (*American Water Works Association, National Association of Regulatory Utility Commissioners, National Association of Water Companies; American Water Works Association Research Foundation*) e mais de 100 associações com atribuições em âmbito estadual (MARQUES, 2011).⁵⁹

Em matéria ambiental, as autoridades federal, estaduais e municipais dividem competências, de modo que todos os entes federativos possuem responsabilidades. Já no campo econômico, as atividades institucionais e regulatórias estão concentradas em nível municipal ou estadual (CAPELARI, CAPELARI, 2015).

Nos Estados Unidos, as principais diretrizes em relação ao abastecimento de água são estabelecidas pela agência norte-americana de proteção ambiental (EPA). As atividades de regulação e fiscalização ambiental são exercidas por agências estaduais e municipais de proteção ambiental e, em alguns casos, pela própria EPA, que colabora, inclusive, na definição de padrões técnicos e operacionais referentes à construção e à gestão dos sistemas de abastecimento e atua no controle dos padrões de qualidade da água. A regulação econômica dos serviços, por sua vez, ocorre principalmente em nível local, por agências municipais. Quando realizada em âmbito estadual, a atividade é exercida por *Public Utility Commissions* (PUCs) e *Public Service Commissions* (PSCs).

Apesar da fixação tarifária ficar, geralmente, a cargo dos municípios, o governo estadual pode estar envolvido no processo (IWA, 2014; AWWA, 2015). A fixação pode estar circunscrita às jurisdições locais ou aos códigos legais e regulamentares de cada estado.

⁵⁸ A operação dos serviços de abastecimento de água em Santa Clarita (CA), por exemplo, envolve quatro companhias (CITY OF SANTA CLARITA, 2016). Existe uma associação, a NATIONAL ASSOCIATION OF WATER COMPANIES (2016), que representa os interesses das companhias, em âmbito privado.

⁵⁹ A EPA trata do controle da poluição, encontrando-se fragmentada, no plano federal norte-americano, toda a parte de proteção da natureza. Dessa forma, existem vários Ministérios, que incluem o Ministério da Agricultura e até ministérios militares, uma vez que toda a parte de áreas úmidas (*wetlands*) está sob controle e exige um licenciamento próprio, do denominado “*corps of engineering*” (CAPELLARI; CAPELLARI, 2015).

A regulação econômica dos serviços está relacionada também à estrutura de provisão desses serviços. Nos Estados Unidos, enquanto a prestação privada está consistentemente sujeita à regulação econômica, em âmbito público, essa atividade apresenta limitações, dado que as operadoras públicas não estão sujeitas ao mesmo rigor regulatório (EPA, 2003).⁶⁰

Faz-se importante identificar o formato adotado pelo órgão regulador (*agencies ou commissions*), uma vez que pode ser estabelecido um *continuum* quanto ao grau de independência dessas duas formas organizacionais perante os tribunais norte-americanos. Embora os termos *agencies* e *commissions* sejam frequentemente utilizados indistintamente, há distinções. Uma delas é que, no caso das *commissions*, o *status* do seu principal executivo, o *commissioner*, é distinto do que possui o chefe de uma agência, uma vez que o *commissioner* dispõe de maior independência organizacional, por questões como forma de nomeação, mandato, poderes (MELO, 2001).

Ambas os formatos, no entanto, são regidos pelo *Administrative Procedure Act* (APA). Em termos de transparência nos procedimentos e processos decisórios, foi estabelecido pela lei (APA) que as agências e *commissions* devem publicizar suas ações. As agências e *commissions* norte-americanas estão subordinadas ao legislativo, respondendo a ele, não ao executivo. Além disso, elaboram seus próprios orçamentos, enviados diretamente ao Congresso. Embora a fundamentação das decisões dos órgãos reguladores esteja sujeita à fiscalização congressual, o conteúdo da regulação é objeto de decisão interna autônoma, uma vez que as entidades dispõem de seus próprios poderes de elaboração de normas (MELO, 2001).

As *Commissions* estaduais e federais possuem uma estrutura peculiar no cenário das agências governamentais. São peculiares por alguns fatores, tais como: a) origem; b) conceito; c) autoridade; d) modo de operação. Em suas origens, foram criadas pelo legislativo no início do século XX, para controlar o poder de mercado das prestadoras de serviços de utilidade pública (SUPs, como saneamento e transportes) e a qualidade da prestação desses serviços essenciais, em um contexto de práticas abusivas cometidas por companhias ferroviárias e de serviços públicos, dentre elas, a má conduta tarifária e financeira em ambientes monopolísticos (JONES, 2006).

Conceitualmente, as *commissions* regulam primordialmente empresas privadas por meio de uma estrutura administrativa (*quasijudicial*) tecnocrática de especialistas para

⁶⁰ Por norma, as PUCs só podem atuar acima de um patamar mínimo de dimensão dos sistemas, então, não regulam todos eles, mas os privados são frequentemente regulados por PUCs (MARQUES, 2011).

aconselhar os *commissioners*. Em termos de autoridade, são imbuídas de amplos poderes (expedição de intimações, aplicação de multas e arguição de testemunhos) para tomada de decisões em prol do interesse público. Operacionalmente, possuem relativa independência dos poderes legislativo e executivo, por isso são apelidadas de quarto ramo do governo. Nas primeiras décadas de atuação, tinham autoridade limitada, com o papel primordial de denunciar irregularidades e abusos flagrantes para a ação corretiva das companhias. Em meados de 1930, adquiriram autoridade regulatória mais abrangente, envolvendo aspectos de fixação tarifária e de qualidade dos serviços (JONES, 2006).

Tornou-se o novo modelo dessas *commissions* a adoção de sistema contábeis e financeiros rigorosos e um conjunto de procedimentos judiciais para a resolução de conflitos. Elas passaram a contar com equipes técnicas especializadas de engenheiros, advogados e contadores para produzir análises independentes e aconselhar continuamente os *commissioners*. Esse ambiente de estabilidade durou cerca de três décadas e, já em meados de 1970 e 1980, houve uma modificação do clima em direção ao questionamento sobre a efetividade de ação das PUCs. A mudança do paradigma de atuação das *public commissions*, já no final do século XX, passava de uma atividade reguladora que substituía a competição para uma que promovia e induzia a concorrência sempre que possível (JONES, 2006).

De modo geral, as PUCs e as PSCs são entidades reguladoras antigas, cujas decisões sobre setores essenciais são de grande importância pública. Além da regulação tarifária, essas entidades podem atuar na defesa dos usuários dos serviços, mediante estrutura interna composta por uma espécie de defensor público (*ratepayer advocates*), cuja missão é a de proteger e representar o interesse dos consumidores, sobretudo quanto às tarifas. A diferença principal entre essas duas *commissions* é a forma de escolha de seus responsáveis. A maioria dos *public utilities commissioners* são nomeados para seus cargos pelo governador estadual ou pelo legislativo, já nas PSCs os *commissioners* são eleitos por voto democrático (MARQUES, 2011).

Segundo dados da *National Association of Regulatory Utility Commissioners* (2016a), associação nacional que representa o interesse das PUCs, todos os estados da União, além da capital (*Washington, D.C.*), possuem *commissions*.⁶¹ A quantidade de *commissioners* varia de acordo com o estado, mas é de aproximadamente 3 a 5.⁶² Além das

⁶¹ Os membros da NARUC incluem todas as 50 unidades federativas, o Distrito de Columbia, Porto Rico, e as Ilhas Virgens (NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS, 2016a).

⁶² A *Maine Public Utilities Commission* e a *New York State Public Service Commission* possuem, respectivamente, 3 e 4 *commissioners*. Já a *California Public Utilities Commission* e a *Florida Public Service*

commissions abrangentes de serviços de utilidades públicas, podem existir outras com escopo mais específico (NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS, 2016b; STATE OF CALIFORNIA, 2016).⁶³

As *commissions*, por suas características, possuem maior independência do que as demais agências governamentais (*agencies*), de modo geral (MELO, 2001). No entanto, o caso da agência norte-americana de proteção ambiental (EPA) é diferente, uma vez que o órgão, embora receba o nome de agência, possui uma estrutura singular, em relação a outras entidades reguladoras norte-americanas, tanto no que diz respeito à vinculação (ao poder executivo), quanto à forma de criação de entidades reguladoras.

A EPA, agência federal governamental, foi criada, em 1970, por iniciativa presidencial, mediante um plano de reorganização de unidades administrativas do executivo, em vez de seu estabelecimento por legislação do Congresso.⁶⁴ A partir do plano de reorganização, a EPA reuniu competências de diversos órgãos existentes (departamentos do interior e da agricultura, por exemplo). Sua criação se deu em um contexto de acentuadas críticas, por cientistas políticos das décadas de 1960 e 1970, em relação à captura das agências reguladoras pelos regulados e ao favorecimento de grupos de interesse. Embora as questões de proteção ambiental, historicamente, tivessem sido atribuídas majoritariamente às jurisdições estaduais e locais, a EPA resultou de uma pressão pública para ações federais de resolução dos problemas ambientais (ANDREWS, 2011).

O plano de reorganização definiu, à época, como papel da EPA as quatro principais funções a seguir: o estabelecimento e a aplicação de normas de proteção ambiental consistentes com os objetivos ambientais nacionais; a realização de pesquisas sobre os efeitos adversos da poluição e sobre métodos para controlá-la, de modo que a coleta de dados sobre poluição e o uso das informações obtidas fortalecesse os programas de proteção ambiental; o auxílio, mediante subsídios, assistência técnica ou outros meios, no que diz respeito à poluição ambiental; a assistência ao conselho de qualidade ambiental (*Council on*

Commission, por exemplo, possuem 5 (NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS, 2016b).

⁶³ A exemplo da *California Water Commission*, que discute assuntos relacionados aos recursos hídricos, aconselha o departamento de recursos hídricos (*Department of Water Resources*), aprova regulamentações, monitora a construção e operação dos projetos hídricos estaduais. Essa *commission* é composta por nove membros, apontados pelo governador e confirmados pelo senado estadual (STATE OF CALIFORNIA, 2016).

⁶⁴ A EPA foi criada pelo *Reorganization Plan n° 3*, de 1970 (*seção 1, a*) (UNITED STATES OF AMERICA, 1970).

Environmental Quality) na elaboração e na recomendação, ao presidente, de novas políticas para proteção do meio ambiente (UNITED STATES OF AMERICA, 1970).⁶⁵

Inicialmente, cabia à EPA estabelecer restrições para equilibrar o risco de exposição humana a determinadas substâncias nocivas à saúde e os custos e benefícios dessas restrições. O Congresso balizava a atuação da EPA, uma vez que a agência dispunha apenas de algumas ferramentas (estatutos) limitadas à autorização pelo legislativo. Por princípios legais, competia primordialmente à EPA justificar sua atividade regulatória, em vez do regulado, conforme descrito: “[...] *under U.S. legal principles the Agency bore the primary burden of proof to justify regulation, rather than the manufacturer or the supplier to prove their safety*” (ANDREWS, 2011, p. 232).

Diferentemente de vários órgãos de regulação econômica, estabelecidos em formato de *independent commissions* que funcionam primariamente segundo seus estatutos, o diretor chefe (*administrator*) da EPA é nomeado pelo presidente em exercício, podendo mudar juntamente com seus mandatos. Além disso, pelo que consta no plano de sua criação, os assistentes do *administrator* são apontados pelo presidente com consentimento do senado (UNITED STATES OF AMERICA, 1970).⁶⁶ A EPA é denominada agência reguladora pois o Congresso a autoriza a elaborar regulamentações que explicitam detalhes críticos necessários à implementação de leis ambientais. Uma série de ordens executivas presidenciais desempenham um papel central nas atividades da agência (EPA, 2015).

A estrutura administrativa da EPA inclui: a) o escritório do *administrator* (*Office of the Administrator*), composto por alguns órgãos (*Science Advisory Board, Office of Small Business Programs, Office of Civil Rights*, por exemplo) para dar suporte às ações do *administrator* da EPA em diferentes assuntos; b) subordinados ao escritório do *administrator*, existem 12 escritórios-sede (*Headquarters Offices*) também com suas subdivisões; e c) 10 escritórios regionais espalhados por todo o país.⁶⁷ Para assuntos

⁶⁵ A EPA busca preservar o meio ambiente estadunidense, agindo de forma a eliminar a ameaça de lançamentos e o lançamento efetivo de substâncias lesivas ao meio ambiente. Os custos de atuação da agência ficam por conta do responsável pelo dano. No modelo estadunidense, a instituição de uma entidade como a EPA evita danos ambientais antes mesmo que aconteçam. Uma vez ocorridos, age-se imediatamente para evitar a propagação do dano e corrigi-lo o mais breve possível. Os custos da atuação da EPA não são repassados aos cofres públicos para não onerar o erário devido aos atos ilegais dos cidadãos, de modo que os gastos da atividade são suportados pelo próprio causador do dano e por agentes envolvidos.

⁶⁶ Conforme consta no plano de reorganização, seção 1, “d) *There shall be in the Agency not to exceed five Assistant Administrators of the Environmental Protection Agency who shall be appointed by the President, by and with the advice and consent of the Senate*” (UNITED STATES OF AMERICA, 1970).

⁶⁷ Os 12 escritórios-sede são: *Office of Administration and Resources Management; Office of Air and Radiation; Office of Chemical Safety and Pollution Prevention; Office of the Chief Financial Officer; Office of Enforcement and Compliance Assurance; Office of Environmental Information; Office of General Counsel;*

relacionados à gestão nacional das águas potáveis, existe um comitê consultivo federal (*National Drinking Water Advisory Council*) que dá suporte à EPA no desempenho de suas funções.⁶⁸

A EPA publica relatórios anuais das atividades realizadas quanto à aplicação de seus instrumentos normativos e se utiliza, em larga escala, dos meios de comunicação a fim de dar publicidade às ações (EPA, 2016a). A EPA, no contexto administrativo norte-americano, é considerada uma instituição extremamente fortalecida.⁶⁹ Possui poderes para determinar, a qualquer entidade que desenvolva atividade que venha a emitir poluentes, as seguintes condutas: a) manter ou criar registros das emissões; b) elaborar relatórios sobre as emissões produzidas; c) instalar, utilizar ou manter sistemas de auto monitoramento; d) realizar amostragens das emissões, segundo métodos pré-estabelecidos pela Agência; e) fornecer outras informações referentes aos processos adotados em relação ao seu sistema produtivo (VIEIRA, 1992).

Além disso, a Agência pode designar inspetores e fiscais para acesso às instalações, a arquivos, equipamentos e métodos e, ainda, coletar amostras das emissões produzidas pelos estabelecimentos regulados. Andrews (2011) argumenta que, dentro de uma década de sua criação, a EPA se tornou o mais poderoso órgão de regulação ambiental do mundo. No entanto, à agência nunca teria sido dada ampla autoridade legal para proteger o meio ambiente, integrar a gestão dos poluentes que regula e liderar os esforços norte-americanos de criar uma economia ambientalmente sustentável. Isso teria contribuído para a captura da agência em alguns períodos, tendo sido a gestão do ex-presidente George Bush um dos pontos baixos da história da EPA.

A EPA tem promovido melhorias significativas da qualidade do ar, das práticas de gestão de resíduos sólidos, de remoção de substâncias químicas destruidoras da camada de ozônio, bem como tem contribuído para a redução de descargas de poluição hídrica por fontes pontuais. Apesar da força da EPA, o sucesso de seus esforços permanece vulnerável

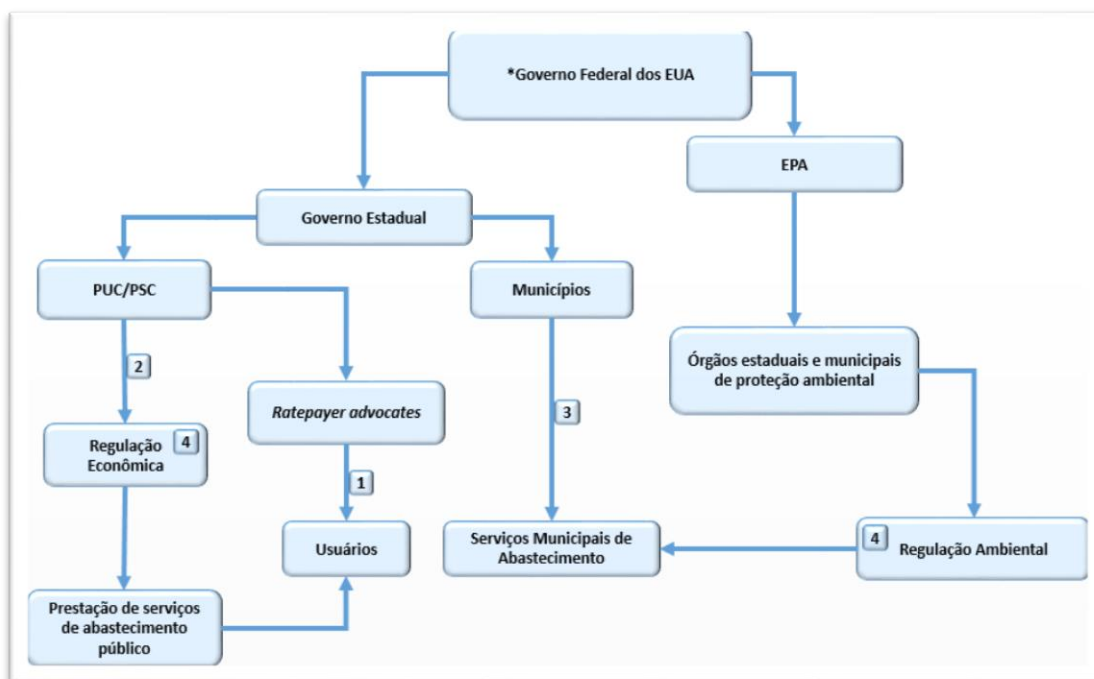
Office of Inspector General; Office of International and Tribal Affairs; Office of Land and Emergency Management; Office of Research and Development; Office of Water. Já os regionais, estão espalhados nas regiões de Boston, Nova Iorque, Philadelphia, Atlanta, Chicago, Dallas, Kansas City, Denver, San Francisco e Seattle (EPA, 2016b).

⁶⁸ Criado a partir do *Safe Drinking Water Act*, de 1974, o comitê conta atualmente com 15 membros e dois consultores técnicos. Todas as reuniões são abertas ao público (EPA, 2016c).

⁶⁹ No ano de 1989, foram registradas cerca de 364 comunicações de descumprimento da lei civil expedidas pela EPA ao Departamento de Justiça. Em 1988, registrou-se 372 e, em 1975, 25 comunicações foram registradas. Além disso, 12126 ações administrativas (multas, inspeções, vistorias, notificações, intimações, etc.) foram expedidas e a Agência anotou a conclusão de 43 casos criminais, envolvendo 72 condenados e 95 acusados (VIEIRA, 1992).

às mudanças administrativas, uma vez que a agência não possui ampla autoridade para proteger o meio ambiente. Os problemas mais graves não resolvidos pela EPA ocorrem em virtude de limitações impostas pelo Congresso. Os mandatos legais da EPA para proteger o meio ambiente têm sido frequentemente defendidos pelos tribunais (*courts*) (ANDREWS, 2011). A Figura 6, a seguir, apresenta os principais órgãos envolvidos na estrutura regulatória do setor de abastecimento nos Estados Unidos.

FIGURA 6 - ESTRUTURA REGULATÓRIA DO SETOR NOS ESTADOS UNIDOS



Fonte: Elaborado pela autora, a partir de Marques (2011).

NOTAS:

*Safe Drinking Water Act (SDWA); Clean Water Act (CWA).

1. Proteção dos interesses dos usuários, sobretudo quando relacionados às decisões tarifárias.
2. As *Commissions* regulam, com frequência, os operadores privados e só atuam acima de um patamar mínimo de dimensão.
3. Prestação de serviços em âmbito local, com possibilidade de prestação regionalizada e compartilhamento de estruturas.
4. Existem, ainda, influências políticas de diversas associações do setor. Dentre elas, destaca-se a American Water Works Association (AWWA) importante entidade que atua tanto em questões tarifárias quanto em ambientais (desenvolvimento de software e metodologia para controle de perdas de distribuição, por exemplo).

3.3. MODELO DE TARIFICAÇÃO

Os sistemas de abastecimento de água nos Estados Unidos, além de fragmentados, diferenciam-se conforme alguns fatores-chave, tais como o tamanho da população servida (*system size*) e a propriedade dos ativos (privada ou pública). Outras características

importantes estão relacionadas ao mercado atendido (*wholesale* ou *retail services*) e à regionalização da prestação dos serviços, que é geralmente favorecida pela fragmentação do setor.⁷⁰ Essas características influenciam na definição das tarifas, que podem variar substancialmente, segundo fatores relacionados, inclusive, aos custos para abastecer determinada região (*spacial pricing/zonal pricing*), distintos pelas características da rede e por aspectos geográficos e demográficos (*infrastructure age; inside-outside municipal rates*), etc.

A cobrança das tarifas pode variar de acordo com a sazonalidade do consumo de água (*Seasonal rates*), aumentando o preço em períodos de pico (*peak usage periods*). No entanto, o preço das contas pagas pelos usuários é refletido, geralmente, por dois componentes principais: uma cobrança fixa, que considera a segmentação dos consumidores por classes (residencial, comercial, industrial), e outra variável, em função do consumo de cada usuário conforme sua classe.

Existem três tipos de estrutura usualmente utilizadas para a cobrança: tarifas uniformes, que não se alteram independentemente do volume utilizado; tarifas por faixas crescentes; ou decrescentes de consumo; nas quais os preços das contas aumentam ou diminuem pela maior utilização, respectivamente. Enquanto as modalidades uniforme e por faixas decrescentes de consumo são mais habituais para consumidores não-residenciais, para usuários residenciais as tarifas por faixas crescentes de utilização são mais comumente adotadas. Conforme a região e a classe do usuário, as contas de água a pagar podem ser distribuídas em intervalos distintos: mensais, bimestrais, trimestrais, etc. O mais comum é a mensalidade (BEECHER; KALMBACH, 2013; AWWA, 2015).⁷¹

As contas de água podem incluir encargos administrativos relativos especificamente aos serviços de abastecimento, por exemplo, pela conexão à rede; ou incluir taxas pela utilização de outros serviços públicos, tais como os de proteção e combate a incêndios; de iluminação (alguns sistemas em Minnesota); remoção de neve (em Milwaukee, estado de Wisconsin); remoção de resíduos sólidos dos quintais (em Evansville, estado de Indiana) ou, ainda, encargos pela qualidade do ar (em South Bend, Indiana). A inclusão de

⁷⁰ Para promover a regionalização, pode-se utilizar uma técnica que suaviza a diferença de custos da prestação dos serviços em locais distintos de determinada região. Esse mecanismo de preço único da tarifa (*single-tariff pricing*, também denominado *consolidated pricing* ou *rate equalization*) é adotado, em particular, mas não exclusivamente, pelo setor privado (BEECHER, KALMBACH, 2013).

⁷¹ Para dados detalhados sobre tarifas adotadas pelas companhias (por classe de consumidor e por cidade), verificar AWWA (2015).

diferentes serviços na conta costuma alterar o comportamento econômico dos consumidores (BEECHER; KALMBACH, 2011).⁷²

Em relação a mecanismos solidários e a programas de assistência aos cidadãos de baixa renda, como a prática de tarifas inferiores (tarifas sociais), subsidiadas por outras classes socioeconômicas dos usuários dos serviços, embora ocorram, não são usualmente adotadas pelas companhias de abastecimento (IAW, 2014; AWWA, 2016a). As companhias podem praticar também tarifas mínimas (*minimum charge*), baseadas em uma cobrança mensal mínima dos usuários residenciais e industriais, mesmo que o volume mínimo estabelecido não tenha sido consumido, mas isso não ocorre frequentemente (AWWA, 2015).⁷³

As contas de água podem variar também quanto aos serviços nelas incluídos, de modo que algumas consideram somente o abastecimento de água, outras os serviços de abastecimento e esgotamento e há, ainda, aquelas que cobram, em conjunto, por serviços de abastecimento, esgotamento e gestão de águas pluviais. É comum a cobrança conjunta de serviços de abastecimento e esgotamento, estando os encargos pelo esgotamento balizados pela medição do consumo de água, mesmo quando esses sistemas são operados de forma independente. Além disso, a cobrança pelo esgotamento é, por vezes, baseada no uso de água durante o inverno, considerando a sazonalidade desse consumo (*offseason usage*) (BEECHER; KALMBACH, 2013).

A tarifação, em âmbito local, dá-se por agências municipais, a exemplo da *Castaic Lake Water Agency* (Los Angeles County, California). Essas agências se encarregam da atividade de regulação econômica, devendo, por lei, fixar tarifas que assegurem o retorno dos investimentos com um excedente suficiente para melhorias na rede.⁷⁴ Já em âmbito

⁷² De acordo com Beecher e Kalmbach (2013, p. 37), essa política, além de alterar o comportamento de consumo dos usuários, distorce os sinais de preços dos serviços individualmente. Nas palavras dos autores: “[...] *the inclusion of multiple services (such as water and wastewater) on the customer’s bill also mutes consumption information and price signals for individual services (particularly if undifferentiated or billed infrequently). The efficacy of any billing method may depend in part on customer education methods*”. Os usuários dos serviços de abastecimento de água nos Estados Unidos, em relação aos dos países comparados (Inglaterra e Brasil), consomem uma média extremamente superior (maior do que o dobro). Enquanto na Inglaterra e no País de Gales, bem como no Brasil, o consumo, per capita, situa-se abaixo dos 200 (l/dia), nos Estados Unidos é superior a 400 litros/dia (IWA, 2014).

⁷³ Quando as companhias adotam as tarifas mínimas, o que não é muito usual, a média das tarifas praticadas, para consumidores residenciais e industriais é de, respectivamente, \$11.76 e \$253.93, para os consumos mínimos de 4,657 galões (cerca de 17,62 litros) e 31,679 galões (cerca de 120 litros), respectivamente.

⁷⁴ No caso da *Castaic Lake Water Agency* (CLWA), pelo que foi estabelecido no *Castaic Lake Water Agency Act* (2009, p. 30-32, grifo nosso), nos § 24 (a) e § 25, “*The board of directors [...] shall fix a rate [...] that will result in revenues that will pay the operating expenses of the agency, and the improvement district, provide for the payment of the cost of water received by the agency under the State Water Plan, provide for repairs and depreciation of works, provide a reasonable surplus for improvements, extensions [...] If the revenues of*

estadual, cabe às PUCs/PSCs exercerem essa atividade. O controle de preços, no entanto, sofre interferência de alguns fatores, tais como a propriedade e a responsabilidade pela gestão dos ativos (pública ou privada); e as influências políticas, contando, inclusive, com a participação da *American Water Works Association* (AWWA) importante associação educacional e profissional que se dedica às atividades do setor hídrico (HOLANDA, 1995).

Coloca-se que, na realidade, os serviços de abastecimento de água, quando operados por companhias privadas, estão sujeitos a uma regulação muito mais estrita, em termos de fixação de tarifas, do que nos casos em que são prestados pelo setor público (MAXWELL, 2010). As companhias privadas são, quase invariavelmente, reguladas com rigor pelas *public commissions*, o que não costuma ocorrer com prestadoras municipais e estaduais, sendo que poucas estão sujeitas ao mesmo rigor regulatório (BEECHER, KALMBACH, 2013). Embora seja possível, não é usual o mecanismo de limitar o reajuste anual de tarifas (*annual price limits/limit rate increases*) (IWA, 2014).

Apesar da diversidade de elementos considerados na formação dos preços, da ampla variedade de práticas aceitas, das influências políticas, da conseqüente flexibilidade do processo, em virtude das diferenças entre UFs, prevalecem princípios de recuperação dos custos incorridos na prestação dos serviços (IWA, 2014). O critério básico estadunidense para a fixação de tarifas no setor se fundamenta no método da taxa de retorno (*rate of return – ROR*), oriundo dos Estados Unidos. Neste método, o regulador fixa uma taxa de remuneração do capital investido e estipula tarifas para cada serviço da firma, calculadas de modo a satisfazer à taxa, para um nível de consumo previsto, permitindo à empresa manter suas atividades (ARAÚJO, 1997; MADEIRA, 2010).

O método procede da seguinte forma: a companhia apresenta seus custos operacionais e de depreciação (O), além da base de ativos a ser remunerada (A). A partir disso, o regulador avalia e revisa os custos e o valor de ativos, definindo uma taxa de remuneração (x) ou retorno. Os custos aceitos pelo regulador e a remuneração dos ativos compõe as receitas requeridas (R). Por fim, define-se um nível de preços que cubra as receitas requeridas a um lucro zero. O cálculo da tarifa pode ser traduzido da seguinte maneira: $R = O + x.(A)$, em que R são as receitas requeridas, O os custos operacionais e de

the Agency [...] will be inadequate for any cause [...]agency shall provide for the levy and collection of a tax sufficient to raise the amount of money determined by such board of directors to be necessary for the purpose of paying such charges and expenses". Além da regulação econômica, a Castaic Lake Water Agency (CLWA) atua de forma indireta (public water wholesaler) na prestação dos serviços de abastecimento de água em Santa Clarita (Los Angeles County, California).

depreciação, A a base de ativos a ser remunerada e x a taxa de retorno (remuneração). O valor total das tarifas cobradas deve ser igual a R (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009).

A base de custos é definida pelo histórico da companhia (*ex-ante*) e ajustada mediante inflação projetada. O processo regulatório é considerado endógeno, por depender principalmente da conduta da companhia no intervalo entre as revisões tarifárias. Os preços são estabelecidos em função dos custos e de uma taxa de retorno especificada sobre o capital investido, de modo que o regulador, nesse modelo, deve intervir acompanhando frequentemente (breve intervalo regulatório) o desempenho operacional da empresa, o que constitui uma vantagem do método (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009). Outras possíveis vantagens incluem: tarifas mais acessíveis, com receitas mais próximas aos custos; e oferta adequada de bens e serviços, dado que a tarifa garante à empresa o retorno do investimento (MADEIRA, 2010).

No método da taxa de retorno, alterações de preços necessitam de aprovação do regulador, o que limita o grau de liberdade da empresa. Como desvantagens dessa modalidade de regulação de preços, podem ser citadas: as dificuldades em identificar corretamente os custos incorridos na prestação dos serviços, devido à assimetria de informação entre os agentes; a indução ao sobreinvestimento, já que o aumento dos lucros é função da ampliação de base de ativos da empresa; os fracos incentivos para redução de custos (eficiência) e para introdução de inovações e melhorias tecnológicas, porque os ganhos de produtividade são transferidos aos consumidores; (HOLANDA, 1995; GALVÃO JR. PAGANINI, 2009).

Em termos de indução à eficiência, nas últimas décadas, diversos autores criticaram e pontuaram deficiências do método da taxa de retorno, dentre eles: Crew e Kleindorfer (1996); Tupper e Resende (2004); Seroa da Motta e Moreira (2006); Correia (2008); Spiller e Moszoro (2011); Littlechild (2014). De fato, o método tem sido criticado desde meados de 1960:

[...] the thrust of traditional ROR regulation has been rather different than what is normally thought of as incentive regulation. [...] is a form of cost-plus regulation in that the company normally can only persuade its regulators to change [...] its prices and revenue if it can show that its costs have changed. Revenue [...] are derived from operating costs plus capital costs plus a return on capital [...] The incentives for cost economy in ROR are weak, and economists have criticized ROR's efficiency properties in rather strong terms since the original paper on this topic by Averch and Johnson (1962) (CREW, KLEINDORFER, 1996, p. 212).

Littlechild (2014, p. 154, grifo nosso) criticou o método da taxa de retorno, em relatório publicado em 1983 (*Littlechild Report*), em um contexto de discussão do modelo

de regulação de preços que seria adotado na Inglaterra. Já em 2014, esclareceu que o modelo de regulação de preços norte-americano, à época, não seria aceito pelo assessor do então primeiro ministro britânico:

*Why was RPI-X chosen as the preferred form of regulation? My own view as expressed at the time in my Report was that it scored better than the viable alternatives [...] It could be summed up in two main factors. First, **RPI-X was not Rate-of-Return Regulation, which the Prime Minister's advisor Sir Alan Walters could not accept.** [...] But it was also widely felt, not only by Walters [...] that regulation of profits, via a variant of US rate-of- return regulation, **was the wrong way to go** and could or would be inconsistent with successful privatisation [...].*

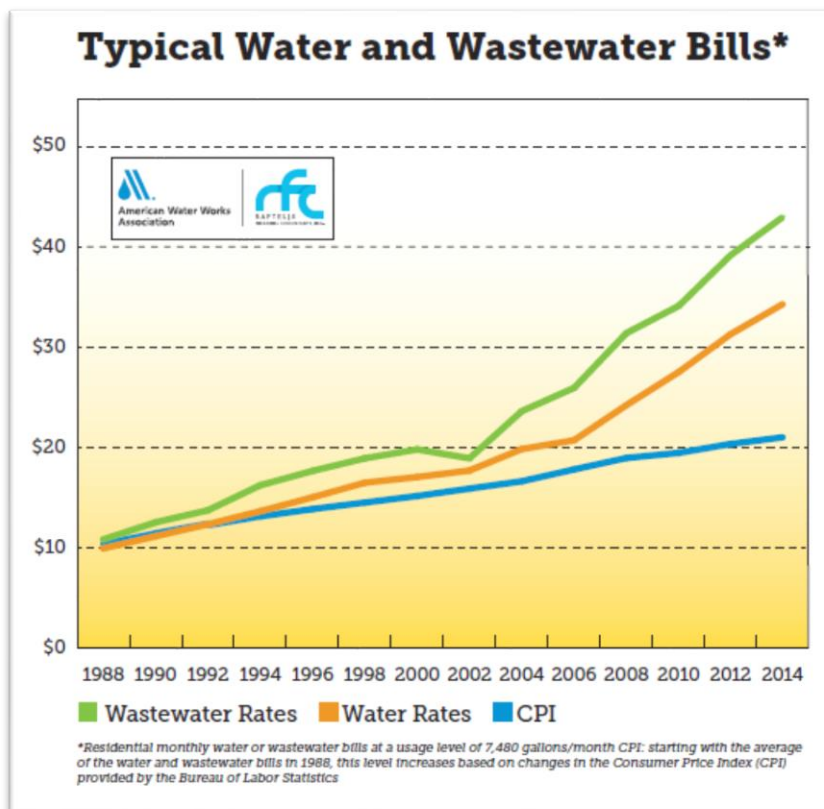
Crew e Kleindorfer (1996) colocam que os incentivos regulatórios propostos por Littlechild, em 1983, sempre foram tidos como mecanismos com propriedades de indução à eficiência superiores aos da taxa de retorno (ROR). Os autores argumentam que, apesar das consideráveis pressões para a reforma do sistema regulatório norte-americano, as entidades reguladoras impuseram grandes obstáculos às mudanças. As pressões seriam exercidas “*from a number of sources. One source was the academic writings of economists, dating from Averch and Johnson's (1962) paper criticizing existing ROR regulation*” (CREW, KLEINDORFER, 1996, p. 213).

Discussões mais recentes acerca das ineficiências causadas pelo método da taxa de retorno (*ROR regulation*) são homogêneas. Para Tupper e Resende (2004, p. 30), é amplamente reconhecido que [...] *the use of traditional rate-of-return regulation-ROR with its poor efficiency inducing properties do not provide a favourable environment for the efficient operation of the utilities.* Correia (2008) aponta para os altos custos transacionais requeridos para monitoramento constante, pelos reguladores, dos custos incorridos pelos regulados. Já Seroa da Motta e Moreira (2006, p. 188) colocam que “[...] *the latest studies have advanced the hypothesis that the tariff policy adopted in the U.S. [...] has created inefficiencies [...] since it assures that operators will recoup any costs incurred*”.

Dados da AWWA (2016b; 2016c) sugerem que uma das possíveis vantagens da regulação pela taxa de retorno (tarifas mais acessíveis) não tem sido alcançada, uma vez que as tarifas residenciais mensais de água aumentaram contínua e significativamente desde 1988 (até 2014), com elevações anuais acima dos índices inflacionários (*Consumer Price Index - CPI*), a partir da metade da década de 1990 (meados de 1995), com aumentos anuais,

entre 2004 e 2014, a uma taxa de 5,5%, conforme pode ser observado nos gráficos 8 e 9, a seguir.⁷⁵

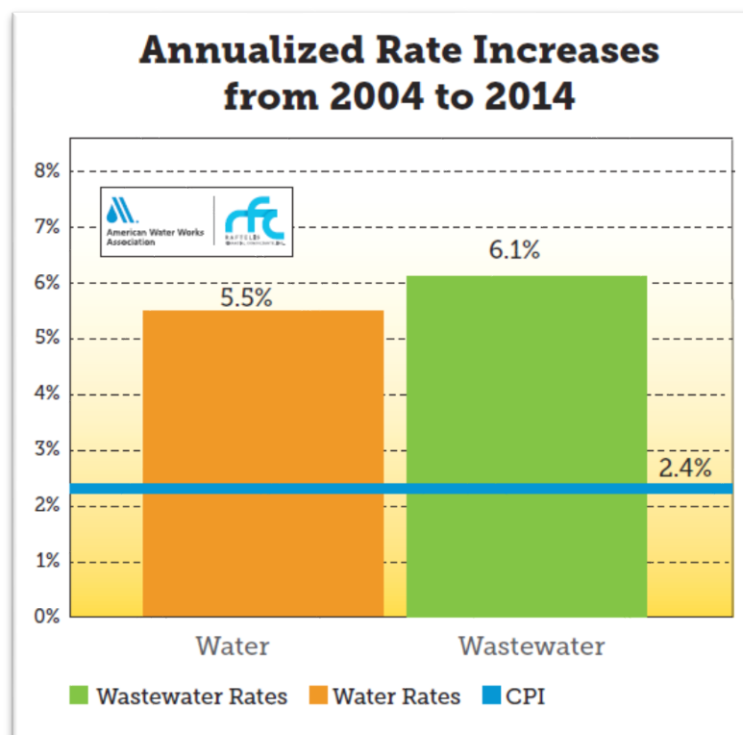
GRÁFICO 8 - HISTÓRICO DAS TARIFAS MÉDIAS PRATICADAS PELAS COMPANHIAS NORTE-AMERICANAS DE SANEAMENTO ENTRE 1988 – 2014 (EM DÓLARES) PARA CONSUMIDORES RESIDENCIAIS



Fonte: AWWA (2016b).

⁷⁵ Considerando dados da AWWA, entre 1988 e 2014, para um nível de utilização residencial mensal de 7480 galões ou, convertidos em litros, aproximadamente 28314 litros ou 28,31 m³ de água. A AWWA levou em consideração a variação dos índices inflacionários de acordo com dados fornecidos pelo *Bureau of Labor Statistics*.

GRÁFICO 9 - AUMENTOS ANUAIS DAS TARIFAS PRATICADAS PELAS COMPANHIAS NORTE-AMERICANAS DE SANEAMENTO ENTRE 2004-2014 (EM PORCENTAGEM)



Fonte: AWWA (2016c).

A pressão sobre os preços das contas de água decorre da falta de mecanismos regulatórios de indução à eficiência ou, ao menos, do repasse dos possíveis ganhos de produtividade aos consumidores por tarifas mais baixas. Os preços crescentes, por um lado, podem causar conflitos político-econômicos e restringir o acesso aos serviços; por outro, podem alterar o comportamento de consumo de um bem público tão importante como a água.

Dadas as variabilidades do processo de fixação tarifária e dos preços das contas de água em diferentes regiões, não são esperados estudos comparativos entre as tarifas praticadas, as quais não necessariamente refletem os custos de prestação dos serviços, embora devam, pelo método de regulação econômica. No entanto, Beecher e Kalmbach (2011; 2013), em seus estudos da região norte-americana dos Grandes Lagos, concluíram que as tarifas praticadas por sistemas públicos regulados, que supostamente expressam o custo total do serviço, eram geralmente mais baixas do que aquelas dos privados e de sistemas públicos não regulados, o que sugere o potencial da regulação econômica para além de setores privados.

No contexto norte-americano, um ponto positivo do sistema tarifário é a proteção dos usuários por meio de transparência e participação nos processos decisórios. Os usuários

são notificados sobre alterações dos sistemas e podem apelar diretamente para os reguladores (MARQUES, 2011). A regulação de preços, a fim de equilibrar diferentes interesses (modicidade tarifária), pode melhorar quanto à uniformidade de fixação tarifária, considerando a fragmentação do setor e que as agências estaduais, em comparação com a maioria dos governos locais, possuem maiores capacidades, técnica e institucional, para exercer a atividade regulatória. Ademais, as entidades reguladoras independentes podem, ainda, minorar o caráter político do processo de fixação de preços e dar cobertura, em âmbito local, às autoridades com dificuldade de tomar decisões.

3.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA

Nas décadas de 1970 e 1980, a regulação nos Estados Unidos era vista como um fator motivador da elevação de preços e como um obstáculo à agilidade para introdução de novas tecnologias (JONES, 2006). Já no século XXI, argumenta-se que a pressão sobre os custos da água decorre, principalmente, dos significativos custos fixos associados à substituição da infraestrutura envelhecida das redes do país (BEECHER, KALMBACH, 2013). Na realidade, a questão tarifária constitui um dos benefícios oriundos dos programas de medição e controle de perdas nos sistemas de abastecimento, a partir da realização de auditorias, da detecção de vazamentos, da substituição das redes ou de reparos.⁷⁶ A gestão das perdas exerce pressão sobre a oferta hídrica e é uma importante ferramenta, sobretudo em cenários de escassez do recurso.

De acordo com dados da EPA (2010), não existe uma política abrangente, em âmbito institucional federal, que delimite uma quantidade aceitável de perdas de distribuição no processo de abastecimento público de água. No entanto, o *AWWA's Leak Detection and Accountability Committee*, em 1996, recomendou uma quantidade de perda de água inferior a 10%, além da apresentação das perdas em volume, não em termos percentuais, conforme observado a seguir:

*In fact, AWWA has never adopted a policy or issued guidelines to the effect that 15 percent unaccounted-for water is acceptable. Because of these significant [technological] advances, AWWA's Leak Detection and Water Accountability Committee recommends the goal for unaccounted-for water **should be less than 10 percent** [...] regardless of the water system's size, water loss should be expressed in terms of factual volume, not as a percentage. This is necessary for*

⁷⁶ As substituições e os reparos nas redes são práticas importantes e extremamente comuns, ocorrendo com frequência nos sistemas de abastecimento. No entanto, as relativas frequência e natureza dessas atividades representam potencial risco de contaminação da água, se não forem seguidos procedimentos e normas adequadas (EPA, 2002).

the utility to be able to determine the true annual cost of unaccounted-for water (AWWA, 1996, p. 108-110, grifo nosso).

Apesar da falta de diretrizes nacionais abrangentes que versam sobre perdas de água, a maioria dos estados possui regulamentos que tratam do excesso de perdas de distribuição nos sistemas. As políticas variam entre os estados, mas a maioria delimita valores que vão de 10% a 15% como o máximo aceitável para a quantidade de água perdida. Um estado que se destaca por sua gestão de perdas é a Geórgia, com dados inferiores a 10% (EPA, 2010; CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY, 2014), conforme observado na tabela 2, que apresenta dados de perdas para estados selecionados.⁷⁷

TABELA 2 - PADRÃO DE PERDAS DE ÁGUA PARA ESTADOS SELECIONADOS DOS ESTADOS UNIDOS (EM PORCENTAGEM)

State	Agency	Standard
Arizona	Department of Water Resources	10% (large) 15% (small)
California	Urban Water Conservation Council	10%
Florida	Southwest Florida Water Management District	12% or less
Florida	St. Johns River Water Management District	10%
Georgia	Environmental Protection Division	Less than 10%
Indiana	Department of Environmental Management	10 to 20%
Kansas	Kansas Water Office	15%
Kentucky	Department of Energy, Water and Sewer Branch	15%
Louisiana	Department of Environmental Quality	15%
Massachusetts	Department of Environmental Protection	15%
Minnesota	Department of Natural Resources	10%
Missouri	Department of Natural Resources	10%
North Carolina	Division of Water Resources	15%
Ohio	Public Utility Commission and Environmental Protection Agency	15%
Oregon	Water Resources Division	10-15%
Pennsylvania	Public Utility Commission	20%
Pennsylvania	Bureau of Water and Wastewater Management	10-15%
Rhode Island	Water Resources Board	10-15%
South Carolina	Public Service Commission	7.5%
South Carolina	Department of Health and Environmental Control	10%
Texas	Water Development Board	10 to 15%
Texas	Natural Resources Conservation Commission	20%
Washington	Department of Health	20% (10% proposed)
West Virginia	Public Service Commission	15%
Wisconsin	Public Service Commission	15% (large) 25% (small)
Delaware River Basin Commission	Delaware River Basin Commission	15%

Fonte: EPA (2010).

⁷⁷ A tabela elaborada pela EPA (2010) considerou os dados da pesquisa realizada por Beecher (2002) para a AWWA, sobre registros de perdas de água por estado. A EPA afirma que essa pesquisa é a mais recente e completa, em termos de comparação de políticas de perda de água por estado, até 2010. No entanto, a EPA (2010, p.109, apêndice A3, grifo nosso) esclarece que, desde sua finalização e publicação, em 2002 “*a number of the above-listed agencies have implemented new requirements for regular water audits using the AWWA/IWA water audit methodology, and no longer employ an “unaccounted-for” percentage as a performance indicator. These include the California Urban Water Conservation Council, Delaware River Basin Commission and agencies in the states of Georgia, Pennsylvania, and Texas.*”

A partir dos dados da tabela 2, para estados selecionados, não se deve afirmar que o padrão de perdas é alto, em termos percentuais. No entanto, como os dados variam entre estados e estão expressos em percentual, torna-se difícil chegar a conclusões mais globais (nacional). De acordo com pesquisa realizada pelo Center For Neighborhood Technology (2012), sobre o controle de perdas nos estados da região dos Grandes Lagos, foram identificados sérios desafios nos sistemas de abastecimento da região.⁷⁸ A média de idade da tubulação dos sistemas é de 50 anos e os vazamentos foram estimados em 66.5 bilhões de galões de água por ano (equivalente à perda anual de 251,73 bilhões de litros), o que seria suficiente para abastecer 1,9 milhões de cidadãos norte-americanos por ano (EPA, 2014).

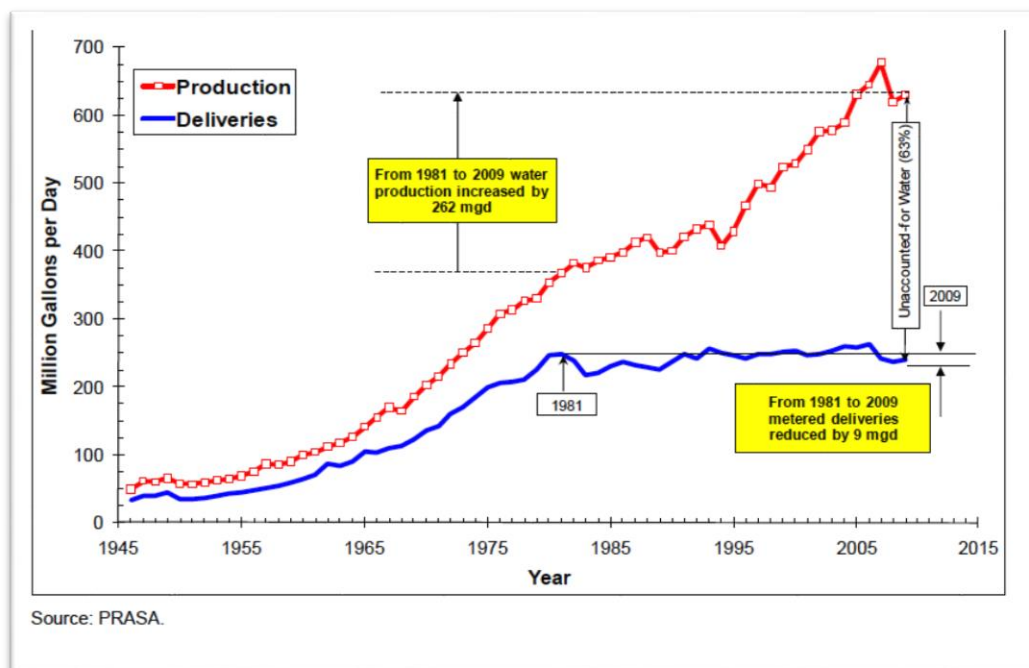
Rui Cunha Marques (2011) afirma que, apesar de não existirem dados rigorosos, as estimativas de perdas de água são elevadas, em virtude do estado de degradação das infraestruturas. As tentativas de coleta de dados sistematizados sobre perdas de distribuição, em âmbito nacional, para além de estudos regionais ou estaduais, reiteram a dificuldade de encontrar dados, apontada por Marques.⁷⁹

Em perspectiva histórica (1945-2009), os únicos dados encontrados tratam dos serviços operados não nas UFs do país, mas em um dos territórios dos Estados Unidos (Porto Rico), pela Puerto Rico Aqueduct and Sewer Authority (PRASA). De acordo com esses dados, a produção de água aumentou, entre 1981 e 2009, 262 milhões de galões por dia (cerca de 992 milhões de litros). No entanto, enquanto a produção aumentou, a quantidade de água distribuída, medida para o mesmo período, foi reduzida em 9 milhões de galões (cerca de 34 litros) diariamente, conforme apresentado no gráfico 10, a seguir.

⁷⁸ Os 55 prestadores de serviços que responderam à pesquisa, em conjunto, servem quase 500 municípios e uma população de cerca de 9,8 milhões de pessoas, com uma infraestrutura de abastecimento de água que inclui mais de 63.000 milhas de tubo (aproximadamente 101.388 Km) (CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY, 2012).

⁷⁹ Não foram encontrados, pela autora, dados detalhados de perdas anuais de distribuição, em âmbito nacional, expressos em porcentagem. Após esforços de busca em diversos documentos da EPA, do Natural Resources Defense Council (NRDC) e da AWWA, o mais próximo desses dados que foi possível encontrar foi para um dos territórios dos Estados Unidos (Porto Rico) e está apresentado no gráfico 10. Neste gráfico, os dados estão expressos em galões. Cada galão americano equivale aproximadamente a 3,78 litros.

GRÁFICO 10 - HISTÓRICO DE PRODUÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PELA PRASA ENTRE 1945 E 2009 (EM MILHÕES DE GALÕES POR DIA)



Fonte: EPA (2014).

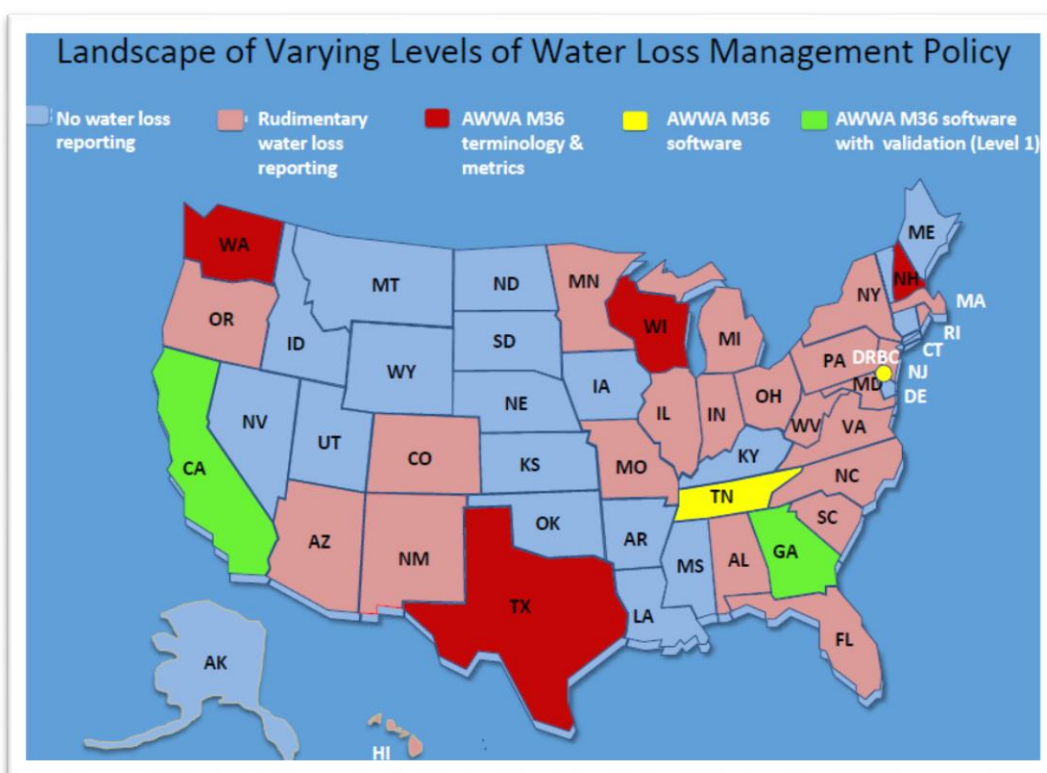
A diminuição do volume de água produzida e não faturada (*Non-Revenue Water*) influencia no gerenciamento dos custos operacionais das companhias e nos impactos ambientais dos volumes de captação.⁸⁰ Com frequência, a redução de perdas reais resulta em menor custo operacional, em virtude da redução de insumos produtivos (processos químicos, uso de energia elétrica). Em regiões de escassez de recursos hídricos, as reduções de perdas reais podem ser avaliadas ao preço das tarifas (como nas perdas aparentes), com base na premissa de que a água economizada pela redução das perdas reais será vendida para atender à demanda dos clientes (EPA, 2010; 2012).

Apesar dos esforços da AWWA e dos estados quanto ao controle de perdas de água, a partir da utilização de *software* e metodologia da AWWA para realização de auditorias; da existência, na maioria dos estados, de instrumentos normativos sobre as perdas de distribuição; e do empenho das unidades federativas para fazer cumprir os requisitos normativos, em nenhuma das jurisdições estudadas por Beecher (2002) foram encontrados mecanismos que impusessem sanções aos sistemas que não cumprissem os requisitos.

⁸⁰ *Non-Revenue Water* equivale à água não faturada pelas companhias, de modo que elas não recebam por uma água produzida. O não faturamento pode ser autorizado (como nos casos dos serviços de prevenção e combate a incêndios) ou resultar de perdas aparentes e reais (EPA, 2012). O termo utilizado anteriormente para *Non-Revenue Water* era *unaccounted-for water*.

Embora alguns estados tenham se destacado em suas políticas de gestão de perdas, não há requisitos regulamentares e regulatórios nesse âmbito, em nível nacional (EPA, 2010). A carência institucional federal quanto ao controle de perdas pode justificar a variabilidade entre cenários estaduais em relação aos esforços para gestão dos recursos hídricos e às políticas adotadas por cada um. Enquanto muitos estados não registram suas perdas, dois deles se distinguem pelo avanço em seus programas de controle de perdas, Califórnia e Geórgia, conforme pode ser observado na figura 7, a seguir.

FIGURA 7 - DIFERENTES CENÁRIOS QUANTO ÀS POLÍTICAS ESTADUAIS DE GESTÃO DE PERDAS NOS ESTADOS UNIDOS

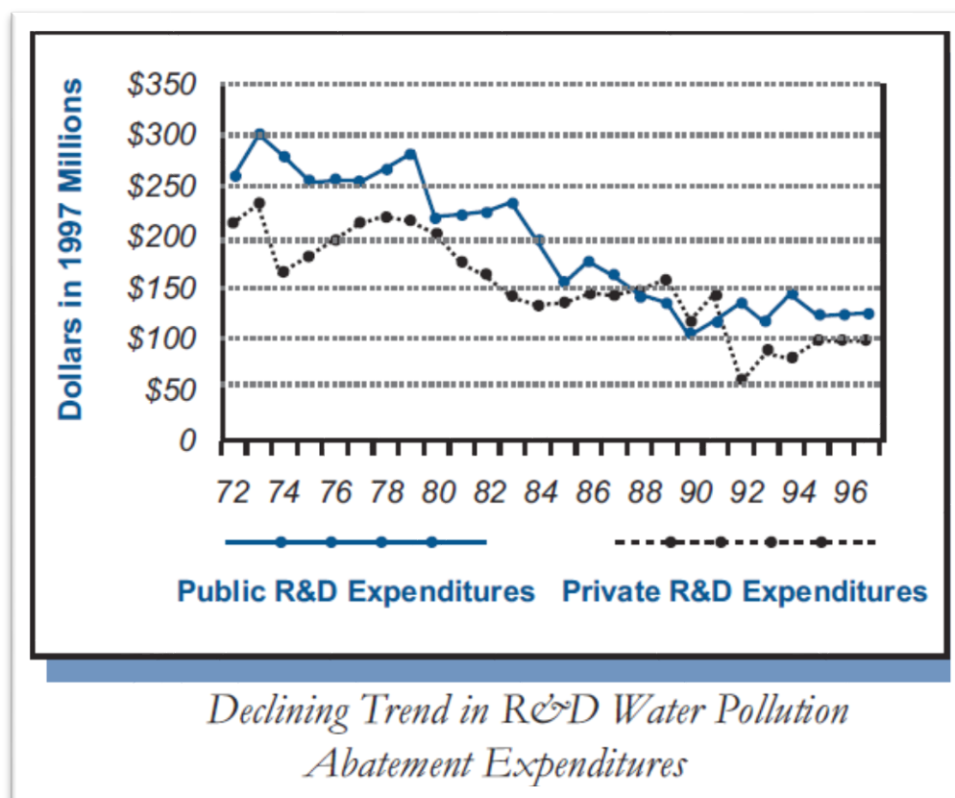


Fonte: AWWA (2016d).

No que diz respeito ao incentivo às inovações no setor de saneamento, dados sobre investimentos em P&D ao longo do tempo constituem elementos importantes na análise da adoção de novos mecanismos tecnológicos. No entanto, não são facilmente encontrados dados sistematizados atualizados sobre investimentos em P&D, especificamente no setor, em perspectiva histórica, sobretudo para comparação com outros países. De acordo dados publicados pela EPA (2002) sobre dispêndios com P&D, associados à redução da poluição hídrica, entre o início dos anos 1970 e final dos anos 1990, houve uma tendência de queda de investimentos, tanto privados quanto públicos.

Para o setor público, essa tendência de declínio pode estar relacionada à onda de conscientização ambiental dos anos 1970, com a criação da EPA, e posterior processo de desregulamentação, na década de 1980, com o contingenciamento de recursos. Os dispêndios com P&D foram reduzidos pela metade no período considerado, conforme apresentado pelo gráfico 11, a seguir.

GRÁFICO 11 - TENDÊNCIA DE DECLÍNIO DE DISPÊNDIOS PÚBLICOS E PRIVADOS COM P&D (ENTRE 1972 -1996)



Fonte: EPA (2002).

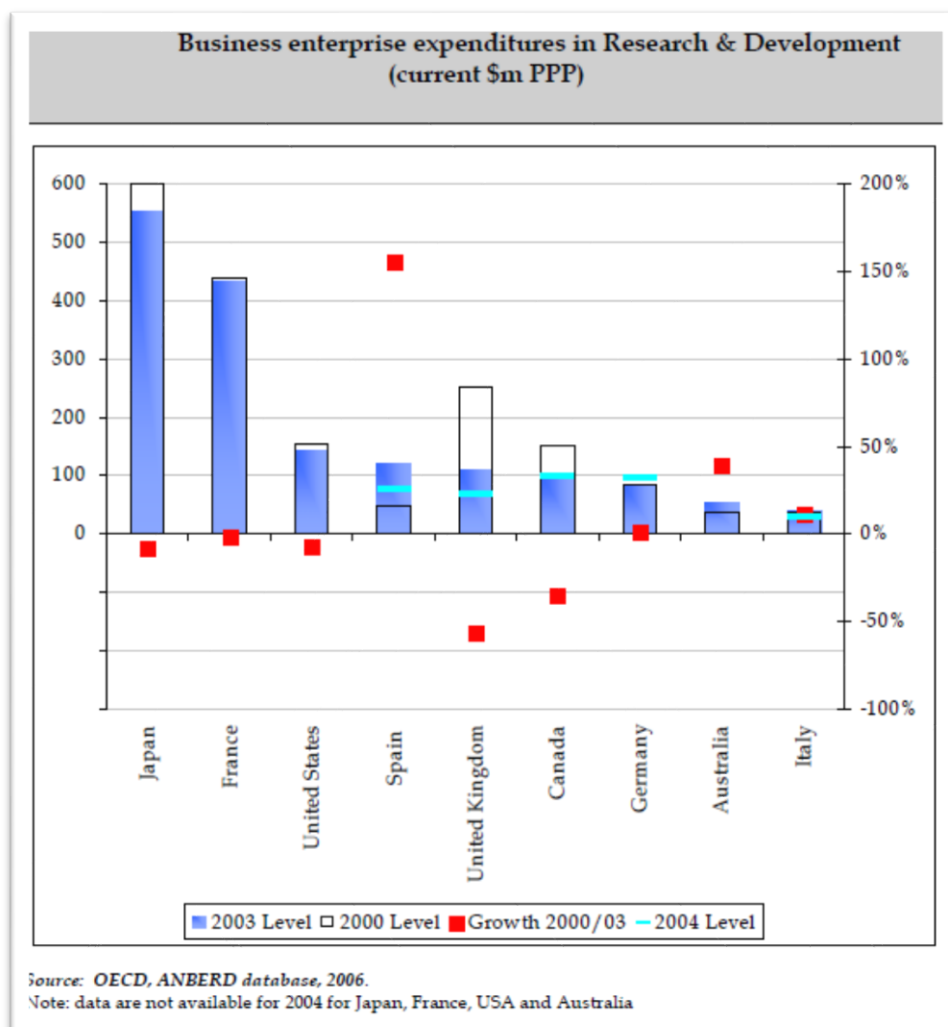
Houve um longo caminho de suporte público à realização de pesquisas ambientais nos Estados Unidos, como em outros países industrializados (JAFFE *et al.*, 2005). Em relação aos investimentos em P&D pelo setor privado no setor de saneamento, torna-se difícil comparar os Estados Unidos com países semelhantes em termos de desenvolvimento econômico.⁸¹ Os institutos nacionais de estatística, em sua maioria, publicam relatórios de

⁸¹ Os dados comparativos encontrados foram obtidos por um estudo realizado em âmbito internacional com nove países que, até a data de sua realização, possuíam níveis semelhante de desenvolvimento econômico, a saber: Estados Unidos, Canadá, França, Alemanha, Itália, Japão, Reino Unido, Austrália e Espanha. No entanto, o estudo comparativo utiliza dados da Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) e aponta como sua limitação principal o fato da OECD publicar apenas dados agregados para uma categoria conjunta de serviços públicos (Eletricidade, água e gás), o que tornou inviável distinguir o setor de

despesas com P&D conforme as normas da OECD (dados agregados para categoria conjunta de serviços públicos: água, gás e eletricidade), o que dificulta a comparação setorial por país.

Apesar da limitação para separar o setor dos demais, o estudo comparativo da London Economics (2009) argumentou sobre a validade da análise em âmbito setorial global (água, eletricidade, gás). O estudo permitiu a avaliação dos esforços em P&D pela iniciativa privada nesses setores em nove países selecionados. O gráfico 12, a seguir, apresenta dados sobre investimentos privados em P&D em setores que prestam serviços de utilidade pública nos países analisados, entre 2000 e 2003.⁸² Os dados estão expostos em milhões de dólares norte-americanos por paridade de poder aquisitivo (*Purchasing Power Parity* – PPP).

GRÁFICO 12 - INVESTIMENTOS PRIVADOS EM P&D NOS SUPS DOS PAÍSES SELECIONADOS (ENTRE 2000 -2003)



Fonte: London Economics (2009).

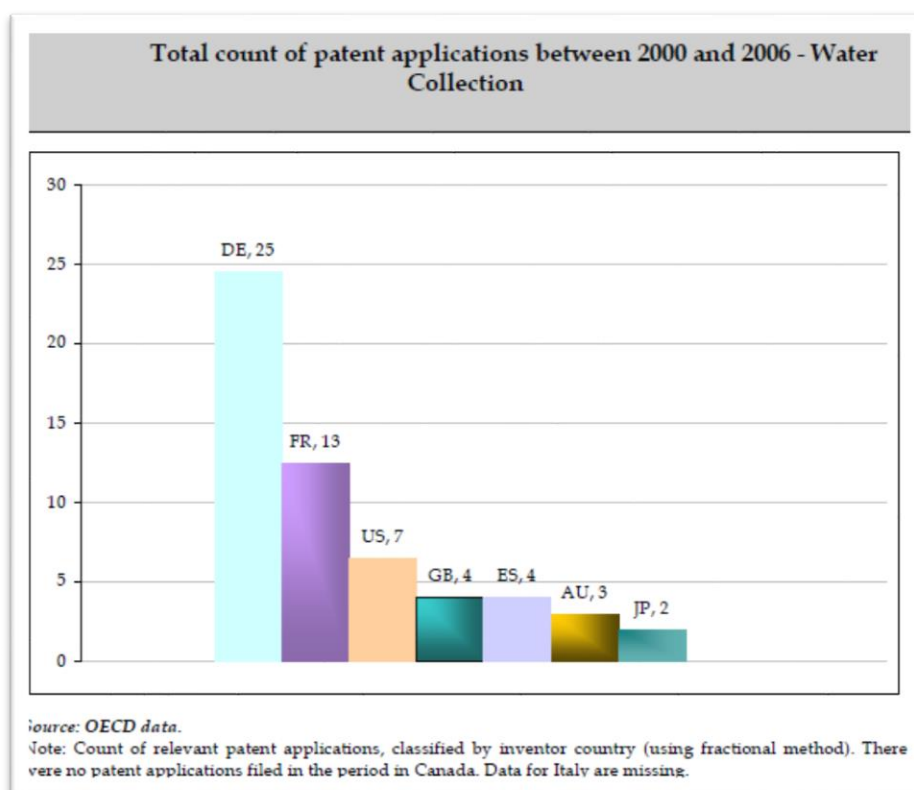
abastecimento de água dos demais, para compará-lo apenas com outros países ou por tipos de serviços públicos prestados (LONDON ECONOMICS, 2009).

⁸² Ou até 2004, nos países em que o estudo obteve dados (LONDON ECONOMICS, 2009).

Nos anos 2000, segundo os dados apresentados no gráfico 12, houve mudanças por país. Enquanto alguns mantiveram ou aumentaram seus investimentos (Espanha, Austrália, por exemplo), outros reduziram (como Estados Unidos, Japão e França). Convém reiterar que tais dados não refletem apenas à situação do setor de saneamento nos países analisados. No entanto, uma comparação internacional é dificultada por limitações de acesso aos dados por país. Outro parâmetro relacionado à inovação no setor é o registro de patentes. Sob este aspecto, a comparação entre países é facilitada. O estudo apresentou dados sobre patentes, entre 2000 e 2006, em relação ao tratamento de água e esgoto, em conjunto, e à coleta de água (LONDON ECONOMICS, 2009).

Alemanha e Estados Unidos foram os países mais ativos em registros de patentes relacionadas ao tratamento de água e esgoto, entre 2000 e 2006. Enquanto a Alemanha manteve um nível de cerca de 200 pedidos de registro por ano, no período considerado, os números processados para os Estados Unidos caíram pela metade, passando de cerca de 160, em 2000, para 80, em 2006. No que tange apenas à coleta de água, a quantidade de patentes solicitadas para registro foi significativamente inferior, equivalendo a um total global de 57 pedidos, efetuados por oito países (LONDON ECONOMICS, 2009). O gráfico 13, a seguir, apresenta a quantidade de patentes em processo de registro por país (dados relativos apenas à coleta de água).

GRÁFICO 13 - PATENTES EM PROCESSO DE REGISTRO POR OITO PAÍSES, RELACIONADAS À COLETA DE ÁGUA (ENTRE 2000 E 2006)



Fonte: London Economics (2009).

A partir dos dados da London Economics (2009), pode-se dizer que os Estados Unidos, entre os anos de 2000 e 2006, estiveram mais ativos em seu grau de registrar patentes, estejam elas relacionadas ao tratamento de água e esgoto ou à coleta de água. Em ambos os casos, no entanto, mantiveram posições de liderança, talvez por sua tradição de financiar pesquisas. Em nível nacional, existe um centro de desenvolvimento de pesquisas, estratégias e soluções (Center for Neighborhood Technology - CNT), para auxílio, em âmbito local, à utilização dos recursos de forma eficiente e equitativa (EPA, 2014).

Ao longo do percurso de suporte público à P&D houve pouco consenso quanto à vontade de recorrer às políticas públicas para acelerar a adoção de novas tecnologias. Quando o resultado da pesquisa produziria benefícios sociais potencialmente grandes, mas as empresas não o considerariam rentável, conduzir-se-ia pelo setor público ou diretamente por contratos privados de pesquisa. Os Estados Unidos possuem longa tradição de realizar pesquisas básicas em laboratórios nacionais (*U.S. National Energy Laboratories*), que são de propriedade do departamento de energia norte-americano (*U.S. Department of Energy* -

DOE), mas operados por empresas privadas ou universidades.⁸³ A maioria das pesquisas ambientais realizadas nessas instalações é financiada pelo DOE e por outros órgãos federais norte-americanos (JAFFE *et al.*, 2005).

De forma ilustrativa, a tabela 3, a seguir, resume a variedade de iniciativas federais voltadas à área tecnológica, com base no orçamento fiscal de 2004. As propostas de pesquisa e os investimentos requeridos para a adoção das tecnologias estão relacionados ao meio ambiente, de modo geral, e à conservação energética. Os recursos hídricos aparecem na tabela de forma indireta (por meio da EPA).

TABELA 3 - PERSPECTIVA DE INVESTIMENTOS FEDERAIS DOS ESTADOS UNIDOS EM P&D E NA ADOÇÃO DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS (COM BASE NO ANO FISCAL DE 2004)

Overview of U.S. federal climate technology R&D and adoption initiatives (proposed for FY04)

Climate-related technology R&D spending (\$1.3 billion/year)

Energy conservation	41%
Renewables supply	33%
Fossil fuel GHG reductions	14%
Carbon capture and sequestration	8%
Nuclear	2%
EPA science and technology	1%
Forest, range, agriculture	1%
Energy Information Admin.	<1%

Climate-related technology adoption spending (\$1.0 billion/year)

State energy efficiency grants	34%
Renewables production tax incentives	27%
Hybrid/fuel cell car tax credits	16%
Cogen. production tax incentives	10%
EPA information/voluntary programs	9%
Landfill gas production tax credit	3%
Solar homes tax credits	1%

Fonte: JAFFE *et al.* (2005).

A regulação dos serviços de utilidade pública, e a contrapartida desse processo em cada mercado, depende do setor analisado (o abastecimento de água ainda é considerado monopólio natural) e de todos os componentes do setor, já que determinado elo da cadeia pode ser monopólio enquanto outro não o é (JONES, 2006). A respeito da desverticalização do setor para introdução de mecanismos concorrenciais, se possível, a estrutura de

⁸³ Como exemplo de laboratórios nacionais, podem ser citados: Lawrence Berkeley; Brookhaven; Oak Ridge; Sandia; Lawrence Livermore; e National Energy Technology Lab (JAFFE *et al.*, 2005).

abastecimento de água nos Estados Unidos permanece verticalmente integrada, com as companhias operando toda a cadeia produtiva. Apesar disso, convém considerar uma importante dimensão estrutural do setor: a consolidação da operação conjunta entre companhias, mediante compartilhamento de ativos e interconecção das redes (*common ownership/physical connection*) (BEECHER, KALMBECH, 2013).

Acredita-se que as limitações político-institucionais norte-americanas acabam por restringir a gestão eficiente dos recursos hídricos, embora a tecnologia contribua para o avanço do setor (VIESSMAN JR., 1990; JAFFE *et al.*, 2005; LEIBY, 2016). A capacidade técnica do setor, nos Estados Unidos, é substancial, mas a habilidade para aplicá-la, dentro das realidades dos sistemas políticos e sociais, é limitada. Neste sentido, Leiby (2016, p. 1) afirma que “[...] *The fact is, the technology to solve many of our nation’s water-related problems already exists. What has not existed to date seems to be the will to do so*”. Dessa forma, as posturas de políticos e reguladores, quanto ao desenvolvimento desses recursos, não acompanharam o ritmo evolutivo da capacidade tecnológica, questão que parece persistir desde a década de 1990, como observado a seguir:

[...] a capacidade de gerenciar os recursos hídricos com eficiência frequentemente depende mais de nossa capacidade de lidar com limitações institucionais do que com inovações tecnológicas. Nossa capacitação com a engenharia está mais avançada do que sua aplicação. Métodos de ontem estão sendo aplicados nos problemas de amanhã e problemas regionais estão sem solução, porque tentamos resolvê-los em escala local (VIESSMAN JR., 1990, p. 155, tradução nossa).

A teoria sugere e as pesquisas empíricas confirmam que a inovação e a difusão tecnológica respondem aos incentivos do mercado e que a regulação, propriamente desenhada, pode criar incentivos nesse sentido. Uma estrutura regulatória unificada, com a aplicação coerente em diferentes escalas geográficas, é crucial para a inovação. A evolução técnica requer um sistema (órgãos reguladores, políticos) preparado lidar com mudanças na dinâmica tecnológica. Quando os procedimentos de implementação estão descoordenados, há risco de retrabalho e custos associados (UN WATER, 2015). No entanto, essa não é uma questão simples, em virtude das externalidades associadas à adoção de determinada tecnologia.

[...] *there is a valid analytical basis for considering such [technology] policy [...] If the government encourages the diffusion of a particular technology, it is possible that it could become so entrenched in the market place that it stifles, at least for a time, the development of some other, superior technology. This danger creates a tension in the design of policies to encourage adoption. To maximize the exploitation of dynamic increasing returns, it is desirable to focus on the development of a small number of promising technologies* (JAFFE *et al.*, 2005, p. 171, grifo nosso).

Por fim, no que diz respeito ao ambiente regulatório norte-americano, em termos de incentivo à adoção e à difusão de inovações, a dinâmica tecnológica no país não costuma ser acompanhada pelas instituições. Pode-se evoluir, inclusive, na uniformidade das políticas de gestão de perdas de água entre os estados, mediante regulamentações, em âmbito nacional, sobre o assunto. Apesar da descentralização da gestão dos recursos hídricos, há casos em que aspectos locais assumem dimensões regionais, o que requer a integração e a coordenação de interesses entre diferentes níveis de governo. Além disso, as questões tecnológicas podem ser dispendiosas se utilizadas de forma a substituir, em vez de complementar, as políticas ambientais.

3.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS

Embora os Estados Unidos tenham desempenhado um papel importante em relação às políticas ambientais multilaterais nas décadas de 1970 e 1980, tendo inclusive participado de acordos para proteção do meio ambiente, o país deixou de ratificar e implementar a maioria dos importantes acordos ambientais firmados internacionalmente nas últimas duas décadas. Existe uma importante característica do setor que determina a postura dos Estados Unidos em relação à política hídrica estrangeira: sua fragmentação institucional (CONCA, 2008).⁸⁴

Os Estados Unidos possuem um sistema legislativo complexo quanto à regulamentação ambiental, em todos os níveis federativos. Para tratar da questão ambiental, há um conjunto de leis esparsas e uma grande quantidade de resoluções expedidas pelo poder executivo. Os impactos de custos e benefícios da implantação de diretrizes gerais legais experimentam discussão acirrada, sob exercício intenso de lobby. Há oposição dos setores

⁸⁴ Considerando que o setor carece de uma voz coerentemente unificada, em relação à política estrangeira, existem diversos departamentos e agências federais envolvidos nos assuntos hídricos. Dependendo do aspecto particular da política hídrica em questão, o principal condutor do assunto pode ser a EPA ou outra agência federal (*Army Corps of Engineers*); *The United States Department of State* (DOS), órgão responsável pelas relações internacionais do país; ou representantes norte-americanos do Fundo Monetário Internacional, do Banco Mundial, de bancos regionais de desenvolvimento, etc. Conca (2008) argumenta que a política hídrica norte-americana é fragmentada internacionalmente porque o país carece de uma estrutura institucional abrangente em nível doméstico. Capelari e Capelari (2015) apontam como principal desafio do país, em termos ambientais, diminuir as emissões de dióxido de carbono e de outros gases causadores do efeito estufa. De acordo com estes autores, apesar do país não ter aderido ao Protocolo de Kyoto, diversos estados norte-americanos buscam combater o aquecimento global e têm adotado voluntariamente medidas de redução de gases poluentes, o que se faz bastante necessário, considerando que o país é responsável por cerca de 25% do total da emissão global.

empresariais aos regulamentos ambientais e os níveis de reação às políticas ambientais oscilam em função da vontade política dos dirigentes (VIEIRA, 1992).

A regulamentação ambiental no país começou a ser produzida, de fato, na década de 1960, destacando-se, em âmbito dos recursos hídricos, a Lei de Planejamento de Recursos Hídricos - *Water Resources Planning Act* (WRPA), de 1965, e, em perspectiva geral, a Lei Nacional de Políticas Ambientais - *National Environmental Policy Act* (NEPA), de 1969, promulgada três anos antes da reunião de Estocolmo. A NEPA, além de estabelecer uma política nacional para o meio ambiente, previu a criação de um Conselho de Qualidade Ambiental (*Council on Environmental Quality*) (UNITED STATES OF AMERICA, 1969).⁸⁵

Desde a década de 1970, aumentou-se a consciência acerca da poluição ambiental. Nos anos 1980 e 1990, atentou-se para a importância da gestão integrada do uso do solo e da água e dos impactos causados pela inadequada disposição dos resíduos sólidos. A respeito desses impactos sobre a qualidade da água e sobre a saúde pública, Viessman Jr. (1990, p. 160, grifo nosso) aponta que “*There is a mounting trail of evidence, indicating **degradation of surface water and ground-water quality by toxic chemicals leaching from landfills [...] threats to public health [...] related to landfilling**”.* Neste sentido, coloca-se que o rigor regulatório ambiental aumentou em diversas áreas ao longo das últimas décadas do século XX.

Como exemplo, pode ser citada a *Federal Hazardous and Solid Waste Amendments* (HSWA), de 1984, que constituiu uma alteração na Lei de recuperação e conservação dos recursos, a *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA). A HSWA estabeleceu a supressão gradual de disposição de resíduos perigosos em terra. Por meio desta alteração, aumentou-se a autoridade da EPA, a partir de normatizações mais rigorosas para a gestão de resíduos perigosos. As emendas de 1990 para o *Clean Air Act* (CAA) também foram mais restritivas no que concerne a problemas como chuva ácida, destruição do ozônio estratosférico e gases tóxicos. Ademais, pode-se citar como exemplo o *Oil Pollution Act*

⁸⁵ A NEPA, de 1969, instituiu a necessidade de elaboração de estudos de impacto ambiental quando as ações federais afetarem significativamente a qualidade do meio ambiente. As ações federais foram definidas pelo *Council for Environmental Quality* como projetos, programas, regras, regulamentos, planos, políticas ou procedimentos efetivados pelo governo norte-americano (CAPELARI, CAPELARI, 2015). A *Water Quality Act*, de 1965, constituiu a primeira lei federal a autorizar os estados a estabelecer padrões de qualidade para corpos hídricos interestaduais e a desenvolver planos de implementação para controle da poluição, a fim de atender a tais padrões (VAN HOUTVEN, BRUNNERMEIER, BUCKLEY, 2000).

(OPA) de 1990, que reforçou a capacidade da EPA de prevenir e responder aos derrames de petróleo (LÖFSTEDT *et al.*, 2001).

O setor de abastecimento de água norte-americano, entre outras peculiaridades, caracteriza-se por consumos elevados de água.⁸⁶ Com o passar do tempo, a conjuntura histórica de utilização dos recursos hídricos desencadeou, naturalmente, problemas relacionados ao nível de tratamento e lançamento de efluentes e à proteção dos recursos hídricos, por conseguinte. Neste sentido, tornou-se necessário o desenvolvimento, por parte do governo federal, de instrumentos normativos que visassem à salvaguarda da qualidade dos recursos hídricos (MARQUES, 2011).

O abastecimento de água, nos Estados Unidos, encontra-se regulamentado, principalmente, pelas seguintes leis: *Safe Drinking Water Act*, de 1974 (SDWA, título XIV do *Public Health Service Act*); *Clean Water Act*, de 1977 (CWA, *Public Law 95-217*), que resultou de emenda da *Federal Water Pollution Control Act*, de 1972 (FWPCA, *Public Law 92-500*). Essas leis (SDWA; CWA), elaboradas na década de 1970, permitiram a criação, em 1972, do Sistema Nacional de Eliminação de Descargas poluentes (*National Pollutant Discharge Elimination System - NPDES*) e o desenvolvimento de leis mais restritivas como a Lei da Qualidade da Água (*Water Quality Act – Public Law 100-4*), de 1987.⁸⁷

A *Clean Water Act* de 1977, resultado da alteração da *Federal Water Pollution Control Act*, de 1972, que passou por modificações subsequentes, em geral, foi creditada por reverter uma tendência de degradação da qualidade hídrica.⁸⁸ A CWA, com sua posterior alteração, em 1987, constituiu o alicerce da legislação federal norte-americana no que tange à restauração dos corpos hídricos; à prevenção e à mitigação da poluição hídrica no país. Esta lei estabeleceu as condições sobre o lançamento de efluentes e promoveu assistência financeira federal na construção de estações de tratamento. Ademais, estabeleceu objetivos e prazos para assegurar que as águas superficiais se encontrassem em qualidade adequada para a prática desportiva e recreativa (MARQUES, 2011; VAN HOUTVEN, BRUNNERMEIER, BUCKLEY, 2000).

A *Safe Drinking Water Act* (SDWA) foi, originalmente, aprovada pelo Congresso em 1974, com o propósito de promover a saúde pública e assegurar a qualidade da água para

⁸⁶ Dados da IWA (2014), apresentados no gráfico 14, a seguir, apresentam um consumo de água, nos Estados Unidos, superior à faixa de 400 litros per capita por dia, para consumidores residenciais e pequenas empresas.

⁸⁷ O NPDES trata da poluição hídrica, ao regular fontes pontuais de descargas de poluentes nos corpos hídricos dos Estados Unidos (EPA, 2016d).

⁸⁸ Argumenta-se, no entanto, que a lei, para alcançar esses resultados, impôs determinados custos à sociedade (VAN HOUTVEN, BRUNNERMEIER, BUCKLEY, 2000).

consumo humano a todos os cidadãos norte-americanos. Focava, inicial e principalmente, no tratamento da água como forma de assegurar seus padrões de potabilidade, por meio da regulação nacional do abastecimento público de água. Posteriormente alterada em 1986 e 1996, a SDWA requer ações para a proteção dos mananciais e da água a ser distribuída. A SDWA trata da regulamentação de sistemas públicos de abastecimento (Seção 1401, 1a; 4a e c). No entanto, quando os sistemas abastecem uma quantidade inferior a 25 pessoas, não são considerados sistemas públicos de abastecimento, de modo que a lei não regulamenta tais sistemas (UNITED STATES OF AMERICA, 2002).⁸⁹

As emendas de 1996 aperfeiçoaram a lei, ao reconhecer as necessidades de: proteção dos mananciais; treinamento dos operadores; financiamento para melhorias dos sistemas; e informação ao público, elementos importantes na preservação da qualidade da água, dos mananciais aos usuários. A SDWA autoriza nacionalmente a EPA a definir normas sanitárias relativas à proteção da qualidade da água potável e a supervisioná-las para evitar contaminações (EPA, 2004).⁹⁰

As emendas de 1996 do SDWA determinaram que a EPA deve conduzir uma avaliação, a cada quatro anos, do estado da infraestrutura dos sistemas nacionais de abastecimento de água e de suas principais necessidades, a fim de utilizar o resultado das avaliações para alocar recursos entre os estados, por meio do *Drinking Water State Revolving Fund* (DWSRF) (EPA, 2000; 2009). Após a regulamentação da SDWA e de suas alterações, em 1986 e 1996, diversos representantes políticos (senadores e deputados) formularam projetos de leis na área para apreciação do poder legislativo. Os projetos variam em relação ao conteúdo e à data de encaminhamento (2015, 2016, por exemplo) ao Congresso.⁹¹

Existe uma organização independente que certifica produtos e define padrões para produção de alimentos, água e outros bens, a fim de minimizar os efeitos adversos à saúde e proteger o meio ambiente, a *National Sanitation Foundation* (NSF). Atualmente

⁸⁹ “If a water supplier does not serve [...] 25 people [...] the water supplier shall not be considered a public water system” (UNITED STATES OF AMERICA, 2002).

⁹⁰ A SDWA delega à EPA o estabelecimento de instrumentos normativos que dispõem sobre a poluição da água para consumo humano e sobre elementos nocivos à saúde pública (*National Primary Drinking Water Regulations*). Esses instrumentos incluem níveis máximos para cada elemento (*Maximum Contaminant Levels*), bem como os respectivos objetivos (*Maximum Contaminant Level Goals*) a serem atingidos (MARQUES, 2011; UN WATER, 2015). O controle de qualidade de água deve obedecer aos padrões da EPA e das agências ambientais municipais e estaduais. EPA, entes federativos e operadores devem trabalhar, conjuntamente, para assegurar o cumprimento das normas. Desde que estejam em conformidade com a lei federal, ou estipulem padrões ainda mais restritivos do que os federais, os governos municipais e estaduais podem estabelecer suas próprias legislações (EPA, 2004; UN WATER, 2015).

⁹¹ Dados obtidos por busca realizada no sítio <<https://www.govtrack.us/search?q=safe+drinking+water+act>>, a partir da palavras-chave “safe drinking water act”, na data de 03 de ago. de 2016.

denominada NSF International, a fundação desenvolveu, nos Estados Unidos, critérios nacionais de saúde pública para padronização dos produtos químicos utilizados no tratamento da água para consumo humano e dos materiais em possível contato com a água potável. A NSF também presta serviços educativos e programas de treinamento, auditorias de segurança para as indústrias de alimento e abastecimento de água, etc. (NSF, 2011).⁹²

Conforme estabelecido pelo *Government Performance and Results Act (PUBLIC LAW 103-62)*, de 1993, que dispõe sobre o planejamento estratégico e a avaliação de desempenho dos órgãos federais, no intuito de melhorar a gestão governamental, as agências devem desenvolver planos estratégicos e de desempenho, bem como conduzir lacunas existentes na análise desses planos, nos quais devem constar o que a agência pretende realizar e medidas de desempenho das atividades realizadas. A lei define que as agências devem tomar decisões adequadas, com base nas informações que tiverem, e tornar transparentes seus desempenhos, ao publicizá-los para o Congresso e para o público (UNITED STATES OF AMERICA, 1993).

A EPA, mediante seus objetivos estratégicos principal e secundário, busca proteger a saúde pública e assegurar a qualidade da água para consumo humano, respectivamente. Para tanto, definiu que, até 2008, 95% da população abastecida por sistemas comunitários receberia água cujos padrões de potabilidade atendessem a todos os critérios sanitários delineados, mediante tratamento eficaz e proteção dos mananciais. A base de 2002 é de 93,6% de conformidade com os padrões. Espera-se que os resultados mudem a cada ano, uma vez que novas normas entram em vigor. A tabela 4 apresenta os dados de conformidade da água potável com os padrões, de 1993 a 2007, em âmbito nacional e por regiões classificadas pela EPA. Nota-se que os percentuais podem variar significativamente entre as regiões e variam também em termos nacionais (EPA, 2008).⁹³

⁹² A NSF International é credenciada pelo *American National Standards Institute (ANSI)*; pelo *Occupational Safety and Health Administration*, entre outros órgãos. De acordo com a fundação, os padrões por ela desenvolvidos constituem os atuais critérios nacionais para avaliação da potabilidade da água. Os padrões *NSF/ANSI Standard 60* e *NSF/ANSI Standard 61* dispõem sobre os efeitos sanitários de: produtos químicos utilizados no tratamento de água potável e dispositivos, componentes e materiais que entram em contato com água potável, respectivamente. Conforme apresentado pelo instituto “*In 1988, the U.S. EPA replaced its own drinking water programs with these NSF standards, which are now the national standards for drinking water*” (NSF, 2011).

⁹³ Os percentuais são baseados em violações relatadas pelos Estados ao sistema de informação sobre qualidade hídrica da EPA. A agência afirma estar ciente de imprecisões e trabalhar para melhorar a qualidade dos dados. Os dados de violações sanitárias incluem os seguintes parâmetros: níveis máximos de contaminantes (*Maximum Contaminant Level - MCL*) e de desinfetantes legalmente permitidos na água potável (*Maximum Residual Disinfectant Level (MRDL)*), além de violações nos métodos de tratamento (*Treatment Technique violations*) requeridos por normas estaduais ou da EPA (EPA, 2008).

TABELA 4 - CONFORMIDADE DA ÁGUA POTÁVEL COM OS PADRÕES SANITÁRIOS DA EPA DE 1993 A 2007, EM TERMOS PERCENTUAIS, POR REGIÃO E NACIONALMENTE

	By EPA region										
	Nationally	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2007	91.5%	92%	76%	95%	93%	93%	92%	93%	97%	95%	92%
2006	89.4%	92%	61%	93%	93%	92%	88%	91%	96%	98%	95%
2005	88.5%	92%	55%	93%	93%	94%	88%	91%	95%	95%	95%
2004	90.0%	93%	80%	85%	93%	96%	92%	92%	92%	86%	93%
2003	89.6%	89%	54%	95%	93%	95%	93%	93%	92%	98%	93%
2002	93.6%	88%	81%	98%	96%	94%	93%	95%	97%	99%	91%
2001	90.8%	65%	77%	98%	95%	92%	96%	90%	94%	97%	83%
2000	90.7%	62%	76%	97%	95%	95%	96%	95%	94%	94%	83%
1999	90.5%	75%	61%	98%	95%	95%	95%	95%	94%	97%	94%
1998	89.0%	64%	60%	97%	95%	95%	95%	94%	93%	95%	89%
1997	86.5%	62%	55%	97%	93%	92%	93%	95%	91%	95%	74%
1996	85.6%	60%	53%	92%	93%	92%	94%	95%	92%	91%	74%
1995	83.8%	57%	52%	91%	92%	92%	88%	95%	90%	88%	75%
1994	83.0%	57%	55%	87%	90%	88%	87%	94%	91%	90%	87%
1993	78.8%	60%	56%	85%	90%	77%	92%	93%	92%	69%	85%
		CT	NJ	DE	AL	IL	AR	IA	CO	AZ	AK
		ME	NY	DC	FL	IN	LA	KS	MT	CA	ID
		MA	PR	MD	GA	MI	NM	MO	ND	HI	OR
		NH	VI	PA	KY	MN	OK	NE	SD	NV	WA
		RI		VA	MS	OH	TX		UT	AS	
		VT		WV	NC	WI			WY	GU	
					SC					MP	
					TN					PW	

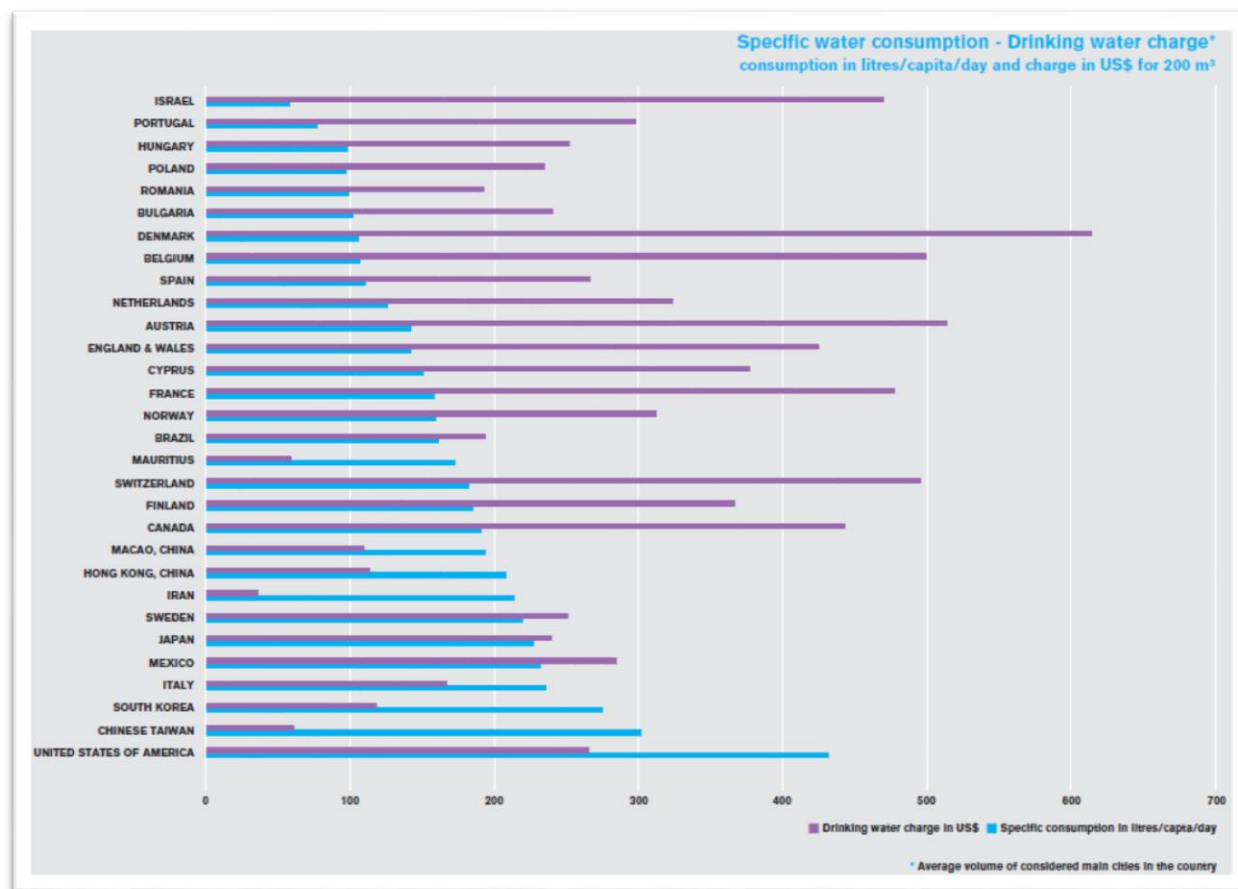
Fonte: EPA (2008).

Pode-se dizer que a regulação econômica, praticada nos Estados Unidos majoritariamente por taxa de retorno, acaba por exercer pressão sobre questões ambientais. Apesar dos sucessivos aumentos das tarifas, conforme dados da AWWA (2016b), inclusive acima da inflação nos últimos anos (2004-2014), o preço da água no país é um dos mais reduzidos entre os países desenvolvidos, o que influencia no comportamento de consumo do bem.

Marques (2011) argumenta que o preço reduzido leva a um consumo incomensurável, um dos mais elevados no mundo, arraigado na cultura norte-americana. Dados do IWA (2014), reiteram o alto consumo de água pelos cidadãos norte-americanos. De acordo com os dados apresentados pelo gráfico 14, a seguir, esse consumo, nos Estados Unidos, ultrapassa a faixa de 400 litros per capita por dia.⁹⁴

⁹⁴ Os dados do gráfico da IWA (2014) se referem ao consumo médio específico de usuários residenciais e de pequenas empresas, nas principais cidades do país. As tarifas cobradas pela água potável estão expressas em dólar para um consumo de água de 200 m³ (200.000 litros).

GRÁFICO 14 - CONSUMO MÉDIO DIÁRIO DE ÁGUA (EM LITROS PER CAPITA) E TARIFAS MÉDIAS PRATICADAS (EM DÓLAR) EM 2013 POR PAÍSES SELECIONADOS



Fonte: IWA (2014).

O consumo elevado, associado ao estado de degradação apresentado pela infraestrutura dos sistemas de abastecimento norte-americanos, requer vultosos investimentos no setor (MARQUES, 2011). No entanto, o preço relativamente baixo das tarifas, que não necessariamente reflete os custos de prestação dos serviços, nem necessariamente permite a realização de investimentos, seria fonte de preocupação para os gestores dos serviços.

Argumenta-se que à EPA, órgão federal ambiental extremamente fortalecido,⁹⁵ nunca teria sido dada ampla autoridade, em termos legais, para proteger o meio ambiente e integrar a gestão dos poluentes sobre os quais dispõem. Por isso, inclusive, importantes ameaças ao meio ambiente permaneceriam insolucionáveis, tais como: poluição hídrica por

⁹⁵ Para exemplificar, Capelari e Capelari (2015, p 93) afirmam que, em 1989, “[...] a EPA expediu 364 comunicações de descumprimento da lei civil ao Departamento de Justiça, 12.126 ações administrativas (multas, inspeções, vistorias, etc.) e anotou a conclusão de 43 casos criminais, abrangendo 72 condenados e 95 acusados”. No entanto, desde sua criação, em 1970, suas ações dependem de interesses políticos distintos do poder legislativo.

fontes difusas; obsolescência de usinas elétricas e instalações industriais; destruição de *wetlands*; urbanização contínua de outras terras naturais de precioso valor ecológico; sucessiva incerteza sobre a postura do poder legislativo a respeito de seus novos instrumentos normativos, se estes serão benquistos ou minados pelo Congresso; etc. (ANDREWS, 2011).

Questões institucionais podem surgir entre diferentes níveis de governo, uma vez que os entes federativos podem ter diferentes abordagens para a aplicação dos principais instrumentos normativos (SDWA; CWA). Em virtude da quantidade e da variedade de produtos químicos que podem ser encontrados na água potável, dificilmente é possível regular todos os eles. Para a maioria das substâncias, há limitações de disponibilidade de dados sobre seus efeitos toxicológicos (UN WATER, 2015).⁹⁶

Por fim, destaca-se a atuação de importantes associações do setor na preservação dos recursos hídricos, em particular a AWWA, que desempenha papel relevante na padronização da linguagem e das definições sobre indicadores de desempenho, não somente para os serviços de abastecimento.⁹⁷ Colocam-se como desafios enfrentados pelo setor: o alto consumo de água pelos cidadãos norte-americanos, que seriam estimulados a um uso mais econômico caso fossem adotados novos mecanismos financeiros ou tarifas cujo preço estivesse mais próximo ao valor da água;⁹⁸ a manutenção dos sistemas de abastecimento do país, originários da década de 1940 (CAPELARI, CAPELARI, 2015), em funcionamento eficiente, considerando, inclusive, os preços das tarifas para realização de novos investimentos e a falta de uniformidade dos estados em relação à gestão de perdas de distribuição.

⁹⁶ Desafios ambientais permanecem na regulação da presença de nitrogênio em ambientes aquáticos para proteção desses ecossistemas. No entanto, quanto à qualidade da água potável, foram estabelecidos padrões quantitativos para compostos de nitrogênio (UN WATER, 2015).

⁹⁷ A partir de decisões de associações do setor, ou por iniciativa individual, os operadores desenvolvem exercícios de *benchmarking*. A AWWA, por exemplo, criou um programa, anual e voluntário, de avaliação de desempenho, a partir de um conjunto de 22 indicadores. Denominado QualServe, o programa é concebido sob vertentes como: desenvolvimento organizacional; relações com os usuários; aspectos econômicos e financeiros; operação dos serviços de abastecimento, etc. Os resultados do *benchmarking* são apresentados em um relatório, posteriormente disponibilizado aos participantes (*QualServe Performance Indicators Report*) (MARQUES, 2011).

⁹⁸ A respeito de um mecanismo financeiro incomum adotado pelo estado da Flórida, cita-se o *Florida's Save Our Rivers Program (SOR)*, criado em 1981, no intuito de proteger *wetlands* e mananciais do estado. Pelo programa, buscou-se transferir as terras mais vulneráveis, situadas próximas aos rios, da propriedade privada para a pública. Então, o governo administraria essas áreas de maneira a maximizar sua utilidade para o abastecimento de água e para conservação e proteção dos recursos hídricos. Um tributo seria aplicado sobre as transações imobiliárias na Flórida e, a cada 100 dólares de propriedade vendida, cinco centavos de dólar iria diretamente para um fundo usado pelo programa (*Water Management Lands Trust Fund*) (VIESSMAN JR., 1990).

4. O MODELO REGULATÓRIO BRASILEIRO

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais características do modelo regulatório brasileiro, a fim de levantar uma discussão a respeito das similaridades e das distinções entre este modelo, o inglês e o norte-americano, que facilitam a busca pela eficiência regulatória, particularmente quanto ao desenvolvimento do setor de abastecimento de água brasileiro. Para tanto, o capítulo está estruturado em cinco seções, tendo como pontos fundamentais: a) histórico do setor; b) estrutura regulatória; c) modelo de tarifação; d) regulação e dinâmica tecnológica; e) regulação e questões ambientais.

4.1. HISTÓRICO DO SETOR DE ABASTECIMENTO BRASILEIRO

No Brasil, o setor abastecimento começou a se desenvolver por volta do fim do século XIX, com obras nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, entre outros.⁹⁹ Na época, o governo delegava a prestação dos serviços, predominantemente, a empresas estrangeiras, via concessão pública, dentro de um modelo institucional e financeiro flexível, que perdurou até o início da década de 1930 (FARIA, NOGUEIRA, MULLER, 2005; CORREIA, 2008). A partir de então, o setor passou por importantes mudanças até adquirir a atual configuração. As transformações pelas quais passou o setor de saneamento brasileiro no século XX podem ser caracterizadas em torno de quatro períodos principais: a) antes de 1930; b) de 1930 à década de 1950; c) de 1960 à década 1980; d) a partir de 1990, com destaque para o período posterior a 2007.¹⁰⁰

A prestação de serviços de saneamento, no período entre 1850-1930, foi caracterizada pela flexibilidade e pela permissão do ingresso de empresas estrangeiras em setores de utilidade pública.¹⁰¹ O ritmo crescente de urbanização do Brasil, ao longo da década de 1930, passou a exigir um incremento nos setores de infraestrutura, inclusive no que diz respeito aos sistemas de saneamento básico. É neste contexto que começou a se estruturar a regulação do setor no Brasil, a partir do Código das Águas, promulgado por meio

⁹⁹ Em 1890, o engenheiro norte-americano Rudolph Hering elaborou o projeto do sistema de abastecimento de Santos e o engenheiro Theodoro Sampaio passou a chefiar os serviços de águas e esgotos da Cia. Cantareira, em São Paulo (NETTO, 1984).

¹⁰⁰ Ano de promulgação da Lei Federal nº 11.445, atualmente a principal peça de regulação do setor no Brasil.

¹⁰¹ Além do abastecimento de água e do esgotamento sanitário, as empresas internacionais eram responsáveis pela prestação de serviços de transporte ferroviário, distribuição de energia elétrica, transportes urbanos, etc. (LUCENA, 2006).

do Decreto nº 24.643, de julho de 1934.¹⁰² O Código dava ao governo a possibilidade de fixar tarifas. Iniciou-se, nesta década, a intervenção estatal e um processo de nacionalização de concessionárias estrangeiras, de modo que os investimentos no setor passaram a ser provenientes do orçamento governamental (LUCENA, 2006).

O período entre 1930 e 1950 foi marcado pela gestão municipal direta dos serviços. Predominou uma estrutura em que o mesmo agente formulava as políticas, prestava os serviços e controlava, ele próprio, o serviço prestado. As Constituições Federais de 1934 e de 1937 definiram, em seus artigos 13 e 26, respectivamente, a competência municipal para os serviços de caráter local, o que foi reafirmado pela Constituição Federal de 1946, no Artigo 28, segundo o qual a autonomia dos municípios era assegurada quanto à “organização dos serviços públicos locais.” Embora houvesse, na década de 1940, uma preocupação do governo federal com a questão do saneamento, articulada à temática da saúde, uma multiplicidade de órgãos atuava de forma descoordenada.¹⁰³ Já no início dos anos 1950, a constituição de autarquias municipais e mecanismos de financiamento conferiram maior autonomia à gestão municipal dos serviços (BRITTO, 2001).¹⁰⁴

A presença federal no setor se dava, principalmente, a partir de apoio técnico na organização das autarquias municipais, por meio do Serviço Especial de Saúde Pública (SESP), vinculado ao Ministério da Saúde e, posteriormente, transformado em Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) (CORREIA, 2008). Neste cenário, nota-se que a estrutura de gestão do saneamento não estava vinculada à regulação dos recursos hídricos, exercida com base no Código das Águas. No contexto político, a necessária participação dos usuários não era observada, sendo inexistente o controle social na gestão dos serviços (BRITTO, 2001).

¹⁰² O Código das Águas constituiu a peça inicial de regulação, e à época a mais marcante, dos serviços públicos no Brasil, tendo influenciado outros setores, como o hídrico. Esse primeiro instrumento de controle do uso de recursos hídricos no Brasil foi, à época, a base para a gestão pública do setor de saneamento e teve papel importante na regulação das concessões de energia no país. A partir do Código das Águas, fora instituído o mecanismo de precificação pela taxa de retorno, denominado no Código “serviço pelo custo” (BRITTO, 2001).

¹⁰³ De acordo com Lucena (2006), a partir da década de 1960, foram definidos papéis e funções institucionais específicas aos atores do setor. Faria, Nogueira e Muller (2005, p. 500), por sua vez, afirmam que, no final da década de 1980 e início de 1990, “[...] a formulação das políticas urbanas ficou a cargo de vários ministérios e, sendo conduzida de forma descoordenada, agravou a crise [...]” do saneamento na década de 1990. Cunha (2011, p.8) esclarece que “a cooperação entre os entes federados é bastante prejudicada pela confusão existente entre os atores e as funções que estes desempenham na gestão do setor, tanto no debate técnico, quanto no debate político”. Dessa forma, o problema da atuação descoordenada dos diversos atores no saneamento básico parece persistir.

¹⁰⁴ Na década de 1940, foram criados, por exemplo, o Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS) e o Serviço Especial de Saúde Pública (SESP). O SESP, criado em 1942 mediante acordo entre os governos brasileiro e norte-americano, assinou, em 1952, convênios de construção e financiamento de sistemas sanitários com vários municípios (LUCENA, 2006).

Entre os anos de 1950 a 1970, a provisão da infraestrutura ocorria de forma direta pelo Estado, estando a regulação, de modo geral, limitada à expedição de normas pelo poder executivo (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009). A partir dos anos 50 foram lançadas as bases para novas mudanças no setor, tendo surgido, ao longo da década de 1960, iniciativas em prol de uma gestão centralizada no nível estadual, de modo que os serviços foram, aos poucos, concedidos a companhias estaduais, fazendo com que o setor adquirisse uma nova configuração, a partir do processo centralizador empreendido pelo governo. Ao longo dos anos 1960 e 1970, a estrutura do setor se consolidou, a partir da criação de diversos órgãos, programas e planos ligados ao poder público estadual e federal. Esta estrutura se manteve estável até meados de 1980, tendo vigorado, até o final dessa década, um modelo de regulação no qual a propriedade era estatal (TUROLLA, OHIRA, 2007, BRITTO, 2001; CORREIA, 2008).

Destacam-se, neste cenário, o Banco Nacional de Habitação (BNH), criado pela Lei nº 4.380, de 21 de agosto de 1964, encarregado de implantar uma política de desenvolvimento urbano e realizar o diagnóstico inicial da situação do setor de saneamento e o Fundo de Garantia por Tempo de Serviço (FGTS), criado pela Lei nº 5.107, de 13 de Setembro de 1966, para financiamento do setor, em conjunto com o BNH. Em um contexto de aumento constante da demanda pelos serviços de saneamento e favorável à arrecadação do FGTS, o governo federal, na busca por uma política nacional de saneamento, criou, em 1968, o Sistema Financeiro de Saneamento (SFS) no âmbito do BNH, para centralizar recursos e coordenar as ações do setor. Inicialmente, o SFS contava apenas com os recursos do BNH. A partir de 1969, o BNH foi autorizado a aplicar os recursos do FGTS nas operações de financiamento do setor de saneamento (BRITTO, 2001; LUCENA, 2006; TUROLLA, 2002; FARIA, NOGUEIRA, MULLER, 2005).

Após a criação desses institutos de financiamento, na década de 1960, um importante passo foi dado no setor ao longo de 1970, década relevante para o saneamento básico. Foi estabelecido o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), em 1971, no intuito de ampliar a oferta dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário. O Planasa, fundamentado em um conjunto de objetivos e princípios que nortearam a política nos anos subsequentes a sua criação, alterou a configuração da prestação dos serviços de

saneamento no Brasil, os quais estavam, no início da década de 1970, predominantemente voltados ao âmbito municipal.¹⁰⁵

O Plano foi instituído com metas claramente definidas, as quais abrangiam o atendimento de 80% da população urbana com serviços de abastecimento e 50% com serviços de esgotamento até 1980. A adoção de instrumentos como esse para ampliação da cobertura dos serviços de saneamento reflete a preocupação do governo militar com o desenvolvimento do setor no período, considerando que os atores ligados ao planejamento se conscientizavam de que os serviços de saneamento, caso negligenciados, comprometeriam o desenvolvimento socioeconômico e afetaria as atividades industriais, bem como as condições de saúde da população (TUROLLA, OHIRA, 2007).

O Planasa representou um marco quanto à ampliação da cobertura de abastecimento de água e, em menor grau, de esgotamento sanitário no país, ao permitir a realização de grandes investimentos no setor, nas décadas de 1970 e 1980.¹⁰⁶ Apesar disso, recebeu diversas críticas em relação à desconsideração de diferenças regionais e à manutenção dos desequilíbrios no acesso aos serviços, com a região Norte apresentando os piores desempenhos nos serviços de abastecimento de água e a região Sudeste os melhores; à adoção de tecnologias demasiadamente custosas, incompatíveis com a realidade nacional; ao modelo centralizado e rígido das CESBs, as quais enfrentaram sérias dificuldades financeiras em meio ao ambiente hiperinflacionário da década de 1980 e à ausência de incentivos à eficiência (TONETO JR., SAIANI, 2006, SEROA DA MOTTA, 2004; SOUZA, COSTA, 2013).¹⁰⁷

¹⁰⁵ Diversos autores, alguns deles abordados a seguir, tratam a respeito da obrigatoriedade dos municípios entregarem a concessão dos serviços às recém-criadas companhias estaduais como condição para aderir ao Planasa. Neste sentido, Tupper e Resende (2004, p. 30) esclarecem que “[...] *Among the targets established by the PLANASA there was a well defined intention of stimulating state companies [Companhias Estaduais de Saneamento Básico—CESBs] instead of municipal companies*”.

¹⁰⁶ De acordo com Lucena (2006), a década de 1970 teria sido cunhada como Década do Saneamento Básico, devido ao progresso das atividades realizadas no setor. O Planasa foi instituído com o propósito de ampliar a cobertura do saneamento no país e, ao centralizar a gestão e a execução dos serviços em empresas públicas estaduais, buscou a obtenção de ganhos de escala, pela atuação das companhias em áreas mais amplas, bem como aumentar a capacidade de alavancar financiamentos para o setor (SEROA DA MOTTA, 2004). Em 1970, apenas 60% da população urbana era abastecida de água. Este percentual passou para 86%, em 1991, e 91%, em 1995. Já a cobertura do esgotamento passou de 22%, em 1970, para 49%, em 1991, alcançando, em 1995, 66% (PARLATORE, 2000). Em valores absolutos, o número de pessoas beneficiadas com o abastecimento de água, no período, passou de 11,9 milhões para 49,6 milhões. Já em relação ao esgotamento sanitário, os números apresentam uma melhora na prestação dos serviços que passa de 6,1 milhões para 17,4 milhões de pessoas atendidas (FARIA, FARIA, 2004). Parlatore (2000) apresenta os investimentos realizados em abastecimento de água e esgotamento por meio do Planasa, Pronurb e Pró-saneamento, entre 1970-1998.

¹⁰⁷ Seroa da Motta (2004) argumenta que a cobertura dos serviços não foi incrementada de forma linear entre regiões e faixas demográficas, de modo que, concentrada em regiões e classes de renda mais ricas, não conseguiu mitigar os efeitos distributivos. Apesar da ampliação da cobertura dos serviços, o Plano não permitiu

A cobrança de tarifas irrealistas pelas CESBs e os custos elevados oriundos de ingerência política na sua gestão foram fatores que contribuíram para a insustentabilidade do Plano (PARLATORE, 2000). Os recursos financeiros aplicados no Planasa eram oriundos do FGTS, principal fonte financiadora; dos orçamentos da União, dos estados e dos municípios; do próprio BNH e dos empréstimos internos e externos adquiridos junto a agências de fomento. O SFS mobilizava os recursos necessários ao Plano, reunindo-os por meio do Programa de Financiamento para o Saneamento (FINANSA), ligado ao BNH, e dos Fundos de Financiamento para Água e Esgoto (FAEs), constituídos pelos governos estaduais. As Companhias Estaduais de Saneamento Básico (CESBs) eram as responsáveis pela execução de obras no setor, pela manutenção dos sistema e pela prestação dos serviços (FARIA, FARIA, 2004; LUCENA, 2006; TUROLLA, OHIRA, 2007).

Neste contexto, o modelo do Planasa fez com que a União condicionasse a oferta de crédito para investimentos no setor à criação das CESBs, as quais teriam acesso aos recursos do BNH. Ao incentivar os municípios a concederem os serviços às companhias estaduais de saneamento, o governo federal centralizou a prestação dos serviços em nível estadual.¹⁰⁸ De acordo com Souza e Costa (2013, p. 591), isso marcou o início de uma relação assimétrica e conflitiva entre estados e municípios, uma vez que as CESBs ganharam amplo poder “[...] tornando-se inteiramente responsáveis pela definição de prioridades, tecnologias e estratégias de expansão”, protagonismo permitido pelo arranjo criado pelo Planasa.¹⁰⁹

o alcance da universalização, sobretudo nas regiões desprivilegiadas socioeconomicamente. De acordo com Souza e Costa (2013), a estadualização da provisão dos serviços pelas CESBs, nos anos 1970, representou uma relação assimétrica entre municípios e estados e uma posição política autoritária dos estados buscando impor suas regras e seus interesses sobre os municípios. Eles colocam que essa posição de dominância é responsável por condicionar a atual política pública setorial no Brasil.

¹⁰⁸ Convém esclarecer que os recursos só seriam disponibilizados a empresas públicas estaduais que prestassem o serviço regionalmente, de modo que os estados que desejassem aderir ao Plano devessem criar uma CESB, que atuaria como operadora pública e concessionária dos municípios, os quais deveriam entregar a operação desses serviços públicos a uma CESB, caso quisesse receber os recursos do governo federal. Isso fortaleceu os estados e induziu cerca de 75% dos municípios a entregarem a operação de seus serviços de abastecimento e esgotamento às CESBs (CUNHA, 2011). De acordo com Seroa da Motta e Moreira (2004), aproximadamente 3.200 municípios aderiram ao Planasa.

¹⁰⁹ O protagonismo das CESBs não se alterou com o esgotamento do Planasa entre 1980 e 1990. Com o fim do BNH e do sistema do Planasa, ocorreram tentativas descontínuas e ineficazes de reestruturar o setor de saneamento, que esteve, no período, sob a tutela de vários ministérios, com competências dispersas, mas certo grau de centralização em determinado órgão. Desse modo, a vinculação institucional do setor foi caracterizada pela migração de órgãos e transformação de ministérios, desde o Ministério da Ação Social (MAS) até o atual Ministério das Cidades. Em 1986, o BNH foi incorporado pela Caixa Econômica Federal (CEF), que passou a assumir os antigos papéis do Banco em relação ao financiamento do setor. No entanto, a CEF reduziu sensivelmente a oferta de recursos, submetida às severas limitações orçamentárias. Em 1987, o Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (MDU) foi transformado em Ministério da Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente (MHU), que passou a ser, em 1988, Ministério da Habitação e do Bem-Estar Social (MBES). Em 1989, o MBES foi incorporado ao Ministério do Interior, extinto pelo governo Collor (TUROLLA, 2002;

O financiamento do setor por meio da utilização de recursos do BNH, do FGTS, dentre outros, permitiu a criação de programas considerados prioritários na década de 1970. No entanto, na década de 1980, a experiência do Planasa a começou a apresentar sinais de declínio. Inaugurou-se, a partir da década de 1980, uma crise institucional no setor, que se estendeu pela década de 1990 e é representada por indefinições institucionais e uma série de transformações nos órgãos públicos, mudanças que impactariam significativamente a gestão dos serviços de saneamento no Brasil. As dificuldades pelas quais passou o Plano, no fim dos anos 1980, culminaram em sua extinção formal em 1992.¹¹⁰

O declínio do Planasa, no final da década de 1980, não alterou, no entanto, o formato predominante de provisão dos serviços de saneamento atualmente, tendo preservado a hegemonia das CESBs. Dado que os serviços de abastecimento de água no país são prestados majoritariamente (77,9% dos municípios atendidos) por empresas estaduais (BRASIL, 2016) permanecem fortemente influenciados por um modelo instituído ainda na década de 1970 (CARVALHO, SAMPAIO, 2015; CORREIA, 2008; SOUZA, COSTA, 2013). Para Souza e Costa (2013), a reprodução das estruturas institucionais do Planasa no atual regime regulatório do setor pode ser explicada pela noção de dependência de trajetória. Os autores argumentam que as decisões de determinados atores, acumuladas ao longo do tempo, deixaram legados difíceis de se reverter.

Parece haver um consenso na literatura que, após o fim do Planasa, o setor vivenciou uma situação de indefinição quanto à prestação e à regulação dos serviços. Diversos autores, tais como Conforto (2000); Turolla e Ohira (2007); Correia (2008); Souza (2011); Madeira (2010); Souza e Costa (2013); Carvalho e Sampaio (2015), entre outros, argumentam que o fim do Planasa significou um vácuo institucional duradouro, até que fosse discutido um novo desenho a fim de orientar a política setorial em relação aos serviços de saneamento no país. Para Conforto (2000),

[...] a indefinição das questões fundamentais no ordenamento jurídico-legal do setor de saneamento vem dificultando sua modernização, tanto em referência aos processos de privatização quanto em relação à própria melhoria da gestão pública desses serviços essenciais (CONFORTO, 2000, p. 167)

LUCENA, 2006). Em 1990, é criado o Ministério do Estado da Ação Social, transformado, em 1992, em Ministério do Bem-Estar Social, extinguido no final da década de 1990.

¹¹⁰ Parlatore (2000) e Lucena (2006) apresentam os principais problemas do Planasa. De acordo com Parlatore (2000), o que debilitou profundamente o Plano, a partir de 1986, foi ele não ter atingido por completo suas metas e diretrizes. Tupper e Resende (2004) e Seroa da Motta (2004), por sua vez, criticam o regime tarifário do Plano. A partir da extinção do Planasa, em 1992, suas linhas de crédito foram unificadas no Programa de Saneamento para Núcleos Urbanos (PRONURB) (FARIA, NOGUEIRA, MULLER, 2005).

Turolla e Ohira (2007, p. 201-202), por sua vez, colocam que após o colapso do Planasa “[...] as iniciativas governamentais se revelaram pontuais e desarticuladas, enquanto a Política Nacional de Saneamento permaneceu por toda a década de 1990 sem regulamentação”. Turolla (2002) esclarece que, apesar das diversas mudanças de vinculação institucional, foi possível alcançar relativo sucesso na ampliação da cobertura dos serviços e na modernização do setor, a partir de iniciativas do governo federal. No entanto, tais avanços foram obtidos por ações executivas, sem que tivesse ocorrido mudança estrutural na organização do setor, o que teria permitido maior sucesso quanto à prestação dos serviços na década de 1990.¹¹¹

No intuito de solucionar a situação institucional na década de 1990, foram idealizados dois conjuntos de ações: um voltado para a redução das desigualdades socioeconômicas, privilegiando sistemas sem viabilidade econômico-financeira; outro para a modernização e o desenvolvimento institucional do setor, destacando-se, como exemplo do primeiro grupo de programas federais, o Programa de Saneamento para Núcleos Urbanos (PRONURB), o Pró-Saneamento e o Programa de Ação Social em Saneamento (PASS). No segundo, podem ser mencionados o Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS), o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), entre outros.¹¹²

Os anos 1990 foram marcados, portanto, por: a) uma ação modernizante, com esforço para avaliação de políticas e de medição de desempenho do setor, inclusive por meio do aprimoramento de mecanismos como o Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS), no âmbito do PMSS; b) uma migração entre órgãos no setor, que esteve sob a tutela de vários ministérios no período; c) um avanço pontual dos serviços de saneamento, com as feições herdadas ainda pelo Planasa; d) uma disputa acirrada pela titularidade sobre a prestação desses serviços, o que levou alguns municípios e estados a recorrer à Corte

¹¹¹ De acordo com Seroa da Motta (2004) o orçamento federal esteve distribuído entre vários ministérios (Saúde, Integração Regional e do Meio Ambiente) e não estavam claras e totalmente definidas, na década de 1990, as divisões efetivas de trabalho e responsabilidade entre ministérios e agências então existentes. Para o autor, a Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento (ASSEMAE) e a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), entre outras organizações de sindicatos e associações voltadas ao setor, assumiram um papel cada vez mais importante neste cenário. A Política Nacional de Saneamento dos anos 1990, pautada em princípios de universalização, participação e descentralização, teria permanecido sem regulamentação por toda a década, não tendo sido institucionalizada em forma de lei, o que prejudicou sua implementação (TUROLLA, 2002; LUCENA, 2006).

¹¹² Neste período, o setor era financiado pelo Fundo de Garantia por Tempo de Serviço (FGTS) e por instituições de fomento, tendo papel de destaque o Banco Mundial (BIRD) e o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). Para maiores detalhes acerca dos principais programas federais em saneamento na década de 1990, verificar Turolla e Ohira (2002, p. 15).

Constitucional (ADI 1842),¹¹³ e) um incipiente processo de incremento da participação privada, dificultado por um contexto de significativo dissenso entre os diferentes grupos de interesse, os quais suspenderam, momentaneamente, divergências quanto à titularidade dos serviços para derrubar a proposta de privatização das empresas estaduais.¹¹⁴

No final da década de 1990, os esforços do governo federal estiveram concentrados na liberalização da prestação dos serviços, de modo que diversas iniciativas foram adotadas a fim de tornar o setor mais atraente ao investimento privado, destacando-se a aprovação da Lei Federal nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995, que dispõe sobre a concessão da prestação de serviços públicos no país, e a proposição de dois Projetos de Lei de iniciativa do Senado (PLS 266/1996 e PL 4.147/2001), que viabilizariam a privatização do setor (SOUZA, 2011; SOUZA, COSTA, 2013).¹¹⁵

Nos anos 2000, o setor iniciou um intenso processo de reestruturação institucional. Neste contexto, um novo modelo começou a ser discutido, inserido ainda em uma perspectiva de diminuição da participação do poder público na prestação dos serviços, com a concessão deles à iniciativa privada, e de maior controle pelo uso da água. No entanto, a discussão desse modelo não ocorreu sem divergências. Houve diversas disputas políticas entre estadualistas e municipalistas, os quais constituíam os principais grupos de interesse. Em um ambiente com fortes entraves às tentativas de criação de uma lei nacional que definisse as diretrizes do saneamento básico, foi finalmente promulgada, em 2007, a Lei

¹¹³ Diversos autores abordam a questão da titularidade da prestação dos serviços de saneamento básico. Dentre eles, Conforto (2000); Turolla (2002); Tupper e Resende (2004); Correia (2008); Galvão Jr. *et al.* (2009); Madeira (2010); Cunha (2011); Souza e Costa (2013), etc. Trata-se de uma divergência de interesses entre estadualistas e municipalistas pela titularidade dos serviços, possibilitada pela interpretação diversa da Constituição Federal de 1988. Esta Constituição atribuiu aos municípios, em seu art. 30, inciso V, a competência para prestar os serviços públicos de interesse local. Por seu turno, o artigo 21, inciso XX estabelece que à União compete “instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, saneamento básico e transportes urbanos”. Já o artigo 23 estabelece, em seu inciso IX, que é competência comum da União, dos estados, do Distrito Federal e dos municípios “promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico”. O Parágrafo Único do artigo 23 acrescenta que “Leis complementares fixarão normas para a cooperação entre a União e os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, tendo em vista o equilíbrio do desenvolvimento e do bem-estar em âmbito nacional” (BRASIL, 1988). Como o texto constitucional permitiu interpretações variadas no que tange à titularidade dos serviços de saneamento, a decisão foi transferida para outra arena decisória (Supremo Tribunal Federal) e essa indefinição prolongada constituiu um relevante impasse para o estabelecimento de uma política pública claramente delineada no setor.

¹¹⁴ Unidos sob a Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental (FNSA), os municipalistas foram os principais responsáveis pelo veto à privatização. Para Souza e Costa (2013) a liderança desse grupo se deve ao fato da proposta do governo condicionar a privatização à estadualização da titularidade, o que desagradaria os municipalistas, uma vez que estes perderiam totalmente a competência sobre a prestação desses serviços.

¹¹⁵ Galvão Jr. e Paganini (2009) esclarecem que, nos anos 1990, ocorreu um processo de reforma do Estado, nos setores de infraestrutura, por meio do qual a prestação dos serviços foi aberta à iniciativa privada, tendo o perfil do Estado brasileiro mudado de produtor para regulador de serviços públicos, concedidos à iniciativa privada. Nesse contexto, iniciou-se a regulação dos serviços no país por meio de agências reguladoras.

Federal nº 11.445, Lei do Saneamento, cuja tramitação legislativa polarizou os grupos de interesse em torno de questões inconciliáveis.¹¹⁶

De modo resumido, o setor de saneamento passou por relevantes transformações nas últimas décadas. As iniciativas introduzidas ao longo da década de 1960 foram fundamentais para o desenvolvimento do setor, tendo lançado as bases para a realização de investimentos, a partir da instituição de diversos mecanismos importantes, tais como BNH, SFS e Planasa. No entanto, a estrutura regulatória caracterizada pela propriedade estatal, que vigorou no país até o final dos anos 1980, apresentou-se insatisfatória, em meio à crise econômica que o país atravessava nessa década e às dificuldades enfrentadas pelo setor de saneamento já no final da década de 1980. O longo período de indefinição institucional, inclusive a respeito da titularidade dos serviços de saneamento, dificultou maiores investimentos, que ocorreram, historicamente, de forma pontual no Brasil, prioritariamente em períodos específicos, com destaque para a década de 1970.¹¹⁷

A partir dos anos 1990, começou a ser discutida uma nova forma de regulação dos serviços de utilidade pública. Em meados dos anos 1990, com os processos de privatização de setores como energia e telefonia, a regulação no formato de agências reguladoras foi efetivamente implantada no país. O novo ambiente institucional dos anos 2000 favoreceu a criação de um marco regulatório para o setor, que culminou na promulgação da Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que define os principais instrumentos para o planejamento, a fiscalização, a prestação e a regulação dos serviços públicos de saneamento no Brasil e constitui a principal peça no quadro regulatório do setor atualmente.¹¹⁸

4.2. A ESTRUTURA REGULATÓRIA

As principais diretrizes para a prestação dos serviços de saneamento básico são estabelecidas em âmbito federal pela Lei Federal nº 11.445/2007, regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.217, de 21 de Junho de 2010. A Lei 11.445 estabeleceu, em seu artigo

¹¹⁶ Para maiores detalhes acerca dos principais pontos de dissenso entre municipalistas e estadualistas na tramitação da Lei do Saneamento, das propostas contempladas ou vetadas na lei e de seus beneficiários, conferir Souza e Costa (2013, p. 595).

¹¹⁷ Tais investimentos foram realizados predominantemente pelo setor público, com pequena participação privada, em um contexto no qual se podia perceber a ausência de uma clara definição das competências do ente federativo quanto à prestação dos serviços, com a difusa atribuição de responsabilidades à União, aos estados e aos municípios, o que acabou por constituir um impasse ao desenvolvimento do setor (LEONETI, PRADO, OLIVEIRA, 2011).

¹¹⁸ Galvão Jr., Turolla e Paganini (2008) discutem a viabilidade da regulação subnacional do saneamento básico no Brasil de acordo com o estabelecido pela Lei Federal nº 11.445/2007.

23, que uma “entidade reguladora editará normas relativas às dimensões técnica, econômica e social de prestação dos serviços”. Definiu, em seu artigo 22, os objetivos regulatórios e, em seu artigo 21, os princípios norteadores da regulação, a saber: independência decisória, definida como autonomia administrativa, orçamentária e financeira da entidade reguladora; transparência, tecnicidade, celeridade e objetividade das decisões (BRASIL, 2007).

A Lei nº 11.445, ao contemplar, em seu Capítulo IX, aspectos da Política Federal de Saneamento Básico, estabeleceu, no artigo 52, que compete à União a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), sob a coordenação do Ministério das Cidades. O Ministério das Cidades (MC), instituído em 2003, tornou-se o responsável pelas políticas de saneamento ambiental no país. Neste âmbito, compete à Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) a centralização das ações de saneamento, ao articular ações e programas de ministérios distintos, bem como a promoção da parceria entre estados, municípios e setor privado. Para Galvão Jr. *et al.* (2009), embora a criação do MC tenha representado um avanço institucional, ao abrir um canal de integração entre políticas diversas, estas ainda permanecem desarticuladas.¹¹⁹

Conforme artigo 48, inciso X, da Lei nº 11.445, foi adotada a bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento das ações e, pelo artigo 53, foi instituído o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), atualmente denominado Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2007). Apesar do atual regime regulatório do saneamento ser estabelecido pelo governo federal e da relevante atuação de órgãos federais no setor, a estrutura de regulação não é caracterizada por uma autoridade reguladora centralizada em nível federal, mas por uma série de entidades de regulação e de fiscalização dos serviços que atuam em âmbito

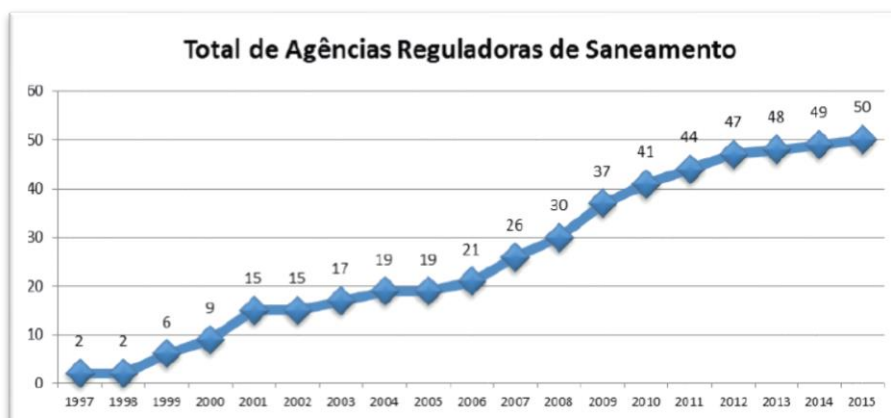
¹¹⁹ Além do MC, representado pela SNSA, destaca-se a atuação de outros órgãos federais no setor, tais como a Caixa Econômica Federal (CEF), agente financeiro, e os Ministérios da Saúde (MS) e do Meio Ambiente (MMA), respectivamente por meio da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e da Agência Nacional de Águas (ANA). As diretrizes referentes ao meio ambiente e aos recursos hídricos ficam a cargo do MMA, sendo competência da ANA outorgar, por intermédio de autorização, o direito de uso de recursos hídricos em corpos de água de domínio da União. Já ao MS compete o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano e de seu padrão de potabilidade, por meio da FUNASA, órgão executivo do MS que também é responsável por prestar apoio técnico e/ou financeiro no setor para municípios de até 50 mil habitantes. Nascimento e Heller (2005) pontuam que o desenvolvimento de políticas que integrem esses setores apresenta desafios não negligenciáveis, em termos institucionais, gerenciais e técnicos. De acordo com Cunha (2011, p. 22), “Uma possível solução institucional para melhorar a coordenação entre as políticas de saneamento básico e de desenvolvimento urbano seria o estabelecimento de participações cruzadas nos órgãos colegiados de gestão dos respectivos setores. Na medida em que os gestores da área urbana participem das estruturas de controle social dos serviços de saneamento básico (LNSB, Artigo 47) e vice-versa, pode-se produzir maior aproximação entre as duas áreas. Idealmente, o poder público deveria estabelecer a obrigatoriedade de consulta recíproca na elaboração dos relativos planos, atribuindo a um terceiro ente a responsabilidade de mediar eventuais conflitos”.

estadual e municipal em diferentes graus de institucionalização.¹²⁰ De acordo com a Lei Federal nº 11.445, artigo 23, § 1º,

A regulação de serviços públicos de saneamento básico poderá ser delegada pelos titulares a qualquer entidade reguladora constituída **dentro dos limites do respectivo Estado**, explicitando, no ato de delegação da regulação, a forma de atuação e a abrangência das atividades a serem desempenhadas pelas partes envolvidas (BRASIL, 2007, grifo nosso).

A Lei 11.445/2007 estabeleceu uma estrutura regulatória no formato de agências reguladoras. Nos casos de prestação regionalizada dos serviços, as atividades de regulação e fiscalização poderão ser exercidas, de acordo com o artigo 15 da referida lei, “I - por órgão ou entidade de ente da Federação a que o titular tenha delegado o exercício dessas competências [...]; II - por consórcio público de direito público integrado pelos titulares dos serviços” (BRASIL, 2007). A ABAR realizou levantamento que indicou a existência de 50 Agências Reguladoras de Saneamento Básico (ARSB) no país, em 2014, incluindo as 30 que responderam à pesquisa (ABAR, 2015).¹²¹ Ressalta-se que o maior contingente (29 agências) foi criado a partir de 2007, após a edição da Lei Federal nº 11.445/2007, conforme ilustra o gráfico 15, a seguir (ABAR, 2015).¹²²

GRÁFICO 15 - EVOLUÇÃO DA CRIAÇÃO DE AGÊNCIAS REGULADORAS DE SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL



Fonte: Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR, 2015).

¹²⁰ Carvalho e Sampaio (2015), em seu estudo sobre o papel das autoridades reguladoras na promoção de eficiência dos serviços de saneamento, pontuam que a estrutura regulatória brasileira é muito recente e “[...] resulted in the establishment not of a central regulatory authority but instead of various state, municipal and consortium regulatory authorities, which in some cases **are still being structured**” (CARVALHO, SAMPAIO, 2015, p. 6, grifo nosso).

¹²¹ Do total de ARSB levantadas, 23 têm abrangência estadual, 24 municipais e 3 de consórcios de municípios. Em função do porte do Distrito Federal, a ARSB distrital foi agrupada às demais de abrangência estadual na Pesquisa (ABAR, 2015).

¹²² Para Carvalho e Sampaio (2015, p. 9), “[...] regulatory authorities created in the post-regulatory framework environment were proportionally more active than the entities created prior to 2007. This result, combined with an analysis of variations in productivity between 2006 and 2011, may be evidence that regulatory standardization contributes to improving provider productivity”.

As agências reguladoras, pela Lei 11.445 (artigo 21), devem ser dotadas de independência decisória. Alguns aspectos favorecem essa independência, dentre eles as características do mandato dos dirigentes. Em relação à duração do mandato, para a grande maioria das ARSBs (17), são de quatro anos, encontrando-se 4 com três anos de duração, 3 com dois anos e 2 com cinco anos, além de uma sem definição de mandato (ABAR, 2015).

A duração do mandato está associada a outro fator importante, a possibilidade de recondução dos dirigentes para mais de um mandato. A ABAR (2015) argumenta que a vedação quanto à recondução aumentará à medida que for maior a oferta de profissionais qualificados para atuação, com experiência na regulação dos diversos setores, o que atualmente não é uma realidade no país. A Associação recomenda a aplicação gradual da cláusula de impedimento com o passar dos anos. De acordo com os dados da Pesquisa, a permissão para recondução foi detectada em 3 ARSBs (ABAR, 2015).

Outro fator relativo ao mandato dos dirigentes é a permissão de demissão a qualquer tempo, sem motivo, o que ocorre em 5 do total de ARSBs participantes. Essa permissão se contrapõe à existência de um mandato para o cargo, uma vez que o mandato deveria assegurar a estabilidade do dirigente e a possibilidade de demissão injustificada fragiliza a necessária independência no que tange às decisões regulatórias das agências.

Importante ressaltar a questão da quarentena, caracterizada pelo período exigido para que os diretores, ao deixarem seu cargo, permaneçam vinculados à agência, recebendo salário, mas sem poder prestar qualquer serviço relacionado aos assuntos pertinentes ao cargo em outro órgão. O período de quarentena, em geral de quatro meses, ocorre em 7 ARSBs da amostra e é uma tentativa de preservar as informações recentes do órgão regulador (ABAR, 2015).

Apesar dos avanços em relação à criação de entidades reguladoras e, de modo geral, ao novo ambiente regulatório instituído pela Lei 11.445, diversos autores apontam para a falta de uma adequada regulação econômica do setor e para os desafios por ele enfrentados, levando-se em consideração, inclusive, que a referida lei não impõe um desenho institucional único para o saneamento (CORREIA, 2008; GALVÃO JR., PAGANINI, 2008; CUNHA, 2011; CARVALHO, SAMPAIO, 2015). Para Galvão Jr. *et al.* (2009), o setor carece de uma cultura regulatória que englobe o interesse dos principais atores envolvidos na prestação dos serviços (poder concedente, concessionário e usuário) e priorize, de fato, os princípios de eficiência, transparência e controle social previstos no artigo 2º da Lei 11.445 (BRASIL, 2007).

Além disso, Galvão Jr. e Paganini (2008) argumentam a respeito das dificuldades, técnicas e institucionais, para criação de entidades de regulação do setor em âmbito subnacional. Os autores ressaltam que a literatura econômica é quase unânime quanto a essas dificuldades. De acordo com diversos autores, os entes federados, sobretudo os municípios, não possuem suficiente capacidade político-administrativa para se prover da regulação nos termos da Lei 11.445, sendo que as prefeituras, em sua maioria, não contam com quadros técnicos qualificados para a atividade regulatória (CONFORTO, 2000; TUROLA, 2002; SEROA DA MOTTA, 2004; FARIA, FARIA, 2004).¹²³

O nível de descentralização desses serviços no Brasil é apontado como um importante desafio para a criação de uma estrutura regulatória adequada, em um ambiente no qual a multiplicação de entidades reguladoras autônomas municipais é demasiadamente onerosa e poderia levar à baixa eficiência da atividade reguladora. Cunha (2011) corrobora esses argumentos ao afirmar o seguinte:

Considerando-se que a titularidade dos serviços de saneamento básico em princípio é municipal, a utilização compulsória do modelo de agências reguladoras pode obrigar a criação e manutenção de mais de 5 mil órgãos de regulação. Além de extremamente oneroso para o poder público, esse milagre da multiplicação das agências reguladoras provavelmente esbarraria na impossibilidade de encontrarem-se quadros técnicos qualificados a operá-las em todo território nacional (CUNHA, 2011, p. 13).

Neste contexto, o autor sugere que uma relevante alternativa para a questão é a formação de consórcios públicos de regulação “[...] para que os pequenos e médios municípios instalem órgãos de regulação, sem a necessidade de aderir às agências reguladoras estaduais” (CUNHA, 2011, p. 20). Os consórcios de regulação poderiam prevenir potenciais conflitos de interesse com as CESBs e reduzir os riscos de captura da agência reguladora por interesses políticos locais.

Para Conforto (2000) e Correia (2008), não há regulação, de fato, das atividades prestadas pelas CESBs. Correia argumenta que a ausência de regulação pode ser ilustrada pelos contratos de concessão celebrados entre CESBs e municípios, os quais costumam ser sucintos e sem cláusulas relevantes, tais como as de fiscalização, revisão e reajuste tarifário, etc. Acrescenta ainda que “[...] Quando as agências reguladoras estaduais desempenham

¹²³ De acordo com dados da ABAR (2015), as ARSBs de abrangência Estadual e Municipal não vêm conseguindo utilizar a totalidade dos recursos arrecadados, este percentual fica em torno de 55% de utilização dos recursos e 80% quando considerados os Consórcios de Municípios. A Associação argumenta que o principal motivo para isso é a dificuldade de realizar os concursos públicos para a contratação de quadro próprio de pessoal. Nesse sentido, a ABAR espera que, à medida que se consolide a experiência brasileira na regulação de serviços públicos, as exigências em relação ao preenchimento de quadro técnico qualificado, sobretudo dos dirigentes, sejam aprimoradas, de modo que possa colaborar para o desenvolvimento das ações regulatórias.

algum papel, fazem-no de forma precária, já que não têm delegação do município [...] nem contrato que oriente sua atuação (CORREIA, 2008, p. 370).

Seroa da Motta e Moreira (2006) acreditam que, dada a precariedade da estrutura regulatória, os contratos de concessões entre CESBs e municípios são incompletos quanto à definição de metas e aspectos tarifários e à transparência do mecanismo de subsídios cruzados, o que se traduziria na ausência de controle sobre a prestação dos serviços.

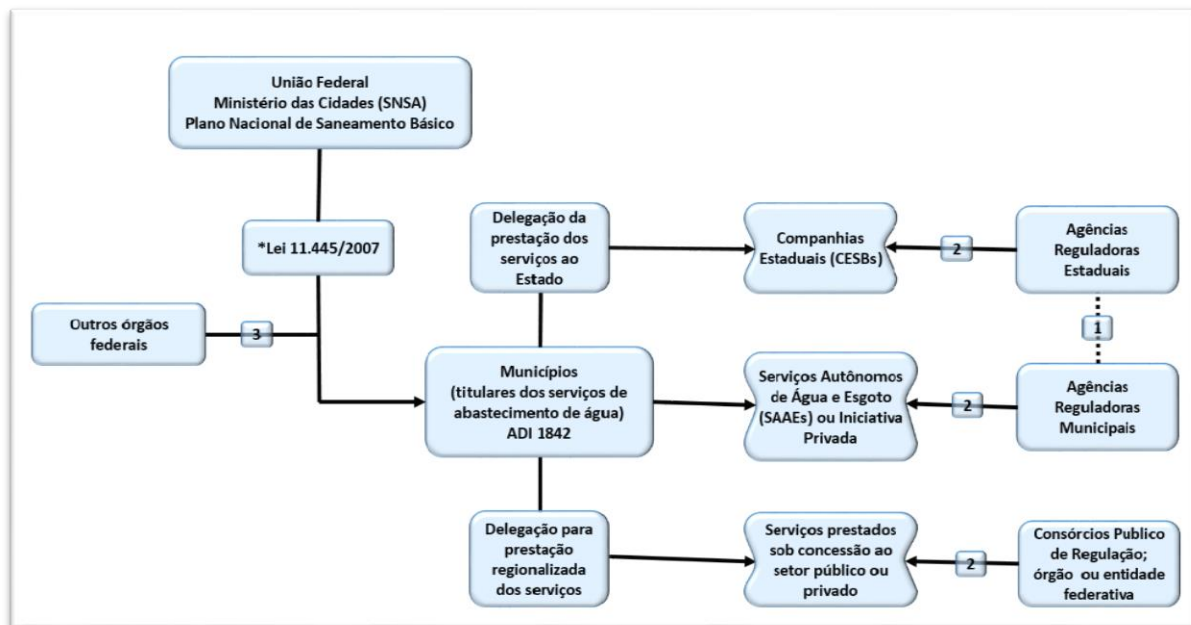
De acordo com dados disponibilizados pelo SNIS (BRASIL, 2016) sobre abastecimento de água, existiam, no ano de 2014, 1.471 prestadores locais, 6 microrregionais e 28 regionais (companhias estaduais de saneamento). Essas companhias respondiam pelo abastecimento de 4.002 municípios, seguidas por prestadores locais e microrregionais, que atendiam a 1.117 e 18 municípios, respectivamente. Desse modo, as CESBs eram responsáveis pelo abastecimento da maior parte (77,9%) dos municípios que responderam à pesquisa do SNIS, enquanto a participação privada no setor respondia apenas por aproximadamente 1,4% (72) dos municípios atendidos.¹²⁴

Existem agências reguladoras dos serviços em âmbito estadual e municipal, regidas por estatutos particulares, muito embora a atuação dessas entidades de regulação seja alvo de críticas, tanto por sua falta de capacidade institucional (falta de quadro técnico qualificado, por exemplo), sua experiência incipiente em meio a um ambiente institucional até então em desenvolvimento, quanto pela falta de autonomia dessas agências, inclusive pela assimetria de recursos financeiros entre elas e os órgãos regulados. Essa assimetria possibilita a captura do regulador por grupos de interesses, risco aumentado, de acordo com Galvão Jr. e Paganini (2008), quando o ente federado é o município. Neste contexto, Correia (2008) sugere que, em relação ao tipo de regulação dos serviços prestados pelas CESBs, pode haver uma auto regulação.¹²⁵ A figura 8, a seguir, apresenta os principais órgãos envolvidos na estrutura regulatória do setor de abastecimento no Brasil e a relação entre eles.

¹²⁴ Os dados sobre participação privada no setor divergem entre o SNIS e a Associação Brasileira das Concessionárias Privadas de Serviços Públicos de Água e Esgoto (ABCON). De acordo com dados da ABCON (2016), em 2014, o segmento privado atuava em 304 municípios, o que representava 5% dos municípios. Convém ressaltar que o Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013, p. 102) também aponta para a divergência de dados levantados junto ao SNIS e à ABCON, em 2010. O SNIS, ao apurar informações sobre o abastecimento de água no Brasil, em 2014, assegura “uma representatividade de 91,8% em relação ao total de municípios e de 98,0% em relação à população urbana do Brasil” (BRASIL, 2016).

¹²⁵ Para Conforto (2000) e Correia (2008), não existe regulação, de fato, das CESBs, ou seja, a auto regulação se refere à autonomia dessas companhias, as quais, podendo capturar órgãos reguladores, impõem seus interesses sobre os do município. Da mesma forma que um consórcio público não pode operar os serviços sem um contrato de programa, uma CESB não pode prestar serviços de saneamento em determinado município sem celebrar um contrato de concessão. No entanto, segundo o autor os contratos vigentes entre CESBs e municípios carecem de cláusulas fundamentais, tais como aspectos tarifários.

FIGURA 8 -ESTRUTURA REGULATÓRIA DO SETOR NO BRASIL



Fonte: Elaborada pela autora.

Notas:

*Art. 9º O titular dos serviços formulará a respectiva política pública de saneamento básico, devendo, para tanto:

II - prestar diretamente ou autorizar a delegação dos serviços e **definir o ente responsável pela sua regulação e fiscalização**, bem como os procedimentos de sua atuação;

1. As agências reguladoras possuem competência comum e subsidiária para atuação na ausência uma da outra (art. 23, inc. IX, Constituição Federal de 1988).
2. Pressão das entidades reguladoras sobre as prestadoras de serviço.
3. Ministério do Meio Ambiente (ANA); Ministério da Saúde (FUNASA), entre outros.

4.3. MODELO DE TARIFICAÇÃO

A fixação de tarifas está diretamente vinculada aos objetivos da regulação econômica, de modo a encontrar, na formação de preços, um ponto que seja eficiente a todos os agentes (modicidade tarifária). Por envolver aspectos do excedente e de sua distribuição, é um importante instrumento para os usuários dos serviços, ao facilitar ou dificultar a criação de incentivos à eficiência das prestadoras e o compartilhamento desses ganhos com os consumidores, a partir da diminuição das tarifas.

A Lei Federal nº 11.445/2007 e o decreto que a regulamentou (Decreto nº 7.217, de 21 de Junho de 2010) representaram um nítido avanço quanto ao estabelecimento de diretrizes acerca da fixação de tarifas, da política de subsídios, dos reajustes e revisões tarifárias, da manutenção do equilíbrio econômico-financeiro dos operadores, da estrutura

de remuneração e cobrança dos serviços públicos de saneamento (BRASIL, 2007; 2010).¹²⁶ A referida lei estabeleceu instrumentos essenciais para a sistematização da regulação econômica dos serviços de abastecimento de água e para o planejamento das políticas públicas do setor, com necessária transparência e controle social das ações.¹²⁷

A Lei Federal nº 11.445, em seu artigo 22, inciso IV, estabeleceu como um dos objetivos da regulação a definição de tarifas “que assegurem tanto o **equilíbrio econômico** e financeiro dos contratos como a **modicidade tarifária**, mediante mecanismos que induzam a eficiência e eficácia dos serviços e que permitam a apropriação social dos ganhos de produtividade”. Em seu artigo 29, definiu que “os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços” (BRASIL, 2007, grifo nosso).¹²⁸

No intuito de atender, conjuntamente, diretrizes legais, aspectos técnico-econômicos e razões discricionárias, o agente regulador dos serviços de abastecimento de água pode estabelecer a estruturação do sistema de cobrança em condições de prestação e de preços de modos diferenciados, dentre eles: por categoria de usuários (residencial, industrial, comercial, público, etc.); por classe ou grupo (social, sazonal, etc.); por tipo de serviço prestado (empresariais, pessoais, assistenciais, etc.); por natureza e objeto jurídico (público, privado, com ou sem fim de atividade econômica, etc.). O regime de cobrança dos usuários dos serviços pode ser tributário, mediante taxa, ou de preços públicos, por meio de tarifas (PEIXOTO, 2011).

¹²⁶ Até 1978, a política tarifária no Brasil era conduzida sem sistematização de procedimentos, no que tange tanto à base de custos adotada quanto aos reajustes periódicos. Em um contexto de aceleração inflacionária, algumas CESBs fixavam tarifas sem qualquer controle externo. As práticas tarifárias das CESBs eram bastante heterogêneas, no entanto, a situação constatada sobre essas companhias, no ano de 1999, foi que as tarifas, embora reajustadas, não eram suficientes para cobrir os custos da prestação dos serviços em 70% dos casos. Considerando um grupo de 27 companhias, no período entre 1995 e 1999, as tarifas foram reajustadas em cerca de 57%, ao passo que as despesas aumentaram em torno de 63% (FARIA, NOGUEIRA, MULLER, 2005). O governo federal, por meio do Planasa, tinha como um de seus objetivos a manutenção de tarifas reais, que possibilitassem às empresas operar e manter seus serviços, permitindo a prática dos subsídios cruzados entre consumidores de condições socioeconômicas distintas. No entanto, esse modelo levou, em muitos casos, à adoção de tarifas inferiores aos custos em nome de políticas sociais. A denominação tarifa social, de acordo com o SNIS (BRASIL, 2016), surgiu a partir da regulamentação da cobrança pelos serviços de energia elétrica, dadas a instituição de tarifas residenciais de cunho social e as suas condições de aplicação, as quais incluíam o perfil dos consumidores beneficiários (baixa renda).

¹²⁷ Questões especificadas, principalmente, nos artigos 11 (inciso II e § 2º inciso IV), 12 (§ 1º, inciso II; § 2º, incisos V e VI; § 4º), 22 (inciso IV), 23 (incisos IV a IX) e ao longo de todo o capítulo VI, dos aspectos econômicos e sociais (artigos 29 a 42) da Lei 11.445 (BRASIL, 2007).

¹²⁸ A modicidade tarifária e a eficiência são aspectos também contemplados na Lei Federal nº 8.987, de fevereiro de 1995, a lei geral de concessões e permissões. Esta lei estabelece, em seu artigo 6º, § 1º, que as concessionárias devem prestar um serviço adequado ao pleno atendimento dos usuários, o que é satisfeito em condições de “regularidade, continuidade, **eficiência**, segurança, atualidade, generalidade, cortesia na sua prestação e **modicidade das tarifas**” (BRASIL, 1995, grifo nosso).

De acordo com a Lei 11.445/2007, a estrutura de remuneração e cobrança dos serviços de saneamento no Brasil deve considerar, entre outros aspectos, as categorias de usuários (artigo 30, inciso I), distribuídas por faixas de consumo (quantidades crescentes de utilização) e a capacidade de pagamento dos consumidores (artigo 30, inciso VI). Cabe à entidade reguladora definir as normas relativas às tarifas e aos subsídios (artigo 12, § 1º, inciso II).¹²⁹ As normas editadas pela entidade reguladora devem abranger, inclusive, o regime, a estrutura, os níveis tarifários, os procedimentos e prazos de fixação, reajuste e revisão das tarifas (artigo 23, inciso IV) (BRASIL, 2007).

No que diz respeito aos reajustes tarifários dos serviços, a Lei nº 11.445/2007, em seu artigo 37, estabeleceu que “serão realizados observando-se o intervalo mínimo de 12 (doze) meses, de acordo com as normas legais, regulamentares e contratuais”. As revisões tarifárias, por sua vez, podem ser periódicas ou extraordinárias. Enquanto as periódicas ocorrem no intuito de reavaliar as condições do mercado e a distribuição dos ganhos de produtividade com os usuários, as extraordinárias acontecem quando é verificada a ocorrência de fatos “não previstos no contrato, fora do controle do prestador dos serviços, que alterem o seu equilíbrio econômico-financeiro”, segundo o artigo 38 (BRASIL, 2007).¹³⁰

As tarifas poderão ser negociadas entre os grandes usuários e o prestador de serviços, de acordo com o artigo 41 da Lei 11.445, desde que isso esteja previsto nas normas de regulação, “[...] mediante contrato específico, ouvido previamente o regulador” (BRASIL, 2007). Além disso, segundo o artigo 46 desta lei, o ente regulador poderá adotar mecanismos tarifários de contingência, “em situação crítica de escassez ou contaminação de recursos hídricos que obrigue à adoção de racionamento, declarada pela autoridade gestora de recursos hídricos”, a fim de cobrir prováveis custos adicionais e garantir o equilíbrio financeiro da prestação dos serviços (BRASIL, 2007).

¹²⁹ A Lei Federal nº 11.445/2007, em seu artigo 3º, inciso VII, define subsídios como “instrumento econômico de política social para garantir a universalização do acesso ao saneamento básico, especialmente para populações e localidades de baixa renda” (BRASIL, 2007). Peixoto (2011, p. 194), por sua vez, esclarece que “Em termos financeiros [...] subsídio público corresponde aos recursos orçamentários transferidos por determinado ente público para outros entes ou entidades públicas, titulares ou prestadoras de serviços públicos, e aos recursos orçamentários gerais do próprio titular alocados para financiamento desses serviços (investimentos ou custeio)”.

¹³⁰ Segundo o artigo 38, “§ 1º As revisões tarifárias terão suas pautas definidas pelas respectivas entidades reguladoras, ouvidos os titulares, os usuários e os prestadores dos serviços”. Ademais, “§ 4º A entidade de regulação poderá autorizar o prestador de serviços a repassar aos usuários custos e encargos tributários não previstos originalmente e por ele não administrados, nos termos da Lei 8.987”, a Lei de Concessões. Cabe à entidade reguladora estabelecer o modelo da fatura entregue ao usuário final dos serviços, com a definição de itens e custos que devem ser nela explicitados (artigo 39, parágrafo único). O não pagamento das tarifas implica em interrupção dos serviços de abastecimento de água, após o usuário inadimplente ter sido formalmente notificado, segundo artigo 40, inciso V, da referida lei (BRASIL, 2007).

Nos contratos de concessão ou de programa, as condições de sustentabilidade e equilíbrio econômico-financeiro devem, em regime de eficiência, incluir: “a) o sistema de cobrança e composição de taxas e tarifas; b) a sistemática de reajustes e de revisões de taxas e tarifas; c) a política de subsídios”, pelo que define o artigo 11, § 2º inciso IV (BRASIL, 2007). Os subsídios, quando necessários ao atendimento de usuários e localidades de baixa renda, dependendo das características dos beneficiários e da origem dos recursos, podem ser: diretos ou indiretos; tarifários ou fiscais; internos a cada titular ou entre localidades, nos casos de gestão associada ou prestação regionalizada, de acordo com o artigo 31 da Lei 11.445 (BRASIL, 2007).¹³¹

Considerando as distintas capacidades de pagamento dos usuários, existem as denominadas tarifas sociais, diferenciadas para consumidores de baixa renda por serem mais baratas. Para acesso às tarifas sociais, esses consumidores precisam comprovar a necessidade do subsídio por meio de alguns critérios. O SNIS (BRASIL, 2016) apresenta alguns deles.¹³² Além da tarifa social, subsidiada em função das condições socioeconômicas dos usuários, existe a cobrança de tarifa mínima no Brasil, correspondente ao volume de água mínimo faturável. Mesmo que o consumo do usuário seja inferior ao volume mínimo faturável, existe um preço fixo mínimo cobrado.¹³³

O mecanismo de subsídios tem sido criticado por diversos autores como fonte de ineficiência, dentre eles Tupper e Resende (2004), Seroa da Motta (2004), Ferro *et al.* (2014),

¹³¹ Enquanto o Artigo 29 (§ 2.º) da Lei nº 11.445/2007 permite a adoção de subsídios tarifários e não tarifários para usuários e localidades que não tenham capacidade de pagamento ou escala econômica suficiente para cobrir o custo integral dos serviços, o artigo 31 especifica os subsídios: diretos (destinados a determinados usuários) ou indiretos (ao prestador de serviços); tarifários (integrantes da estrutura tarifária) ou fiscais (decorrentes da alocação de recursos orçamentários); internos ou entre localidades.

¹³² Para verificação dos requisitos, conferir BRASIL (2016, p. 77). Segundo dados do SNIS, dentre as 28 companhias regionais de saneamento, apenas 3 informaram, em 2014, não ter em suas estruturas tarifárias a cobrança de tarifa social (COSAMA/AM, COPANOR/MG e CAESB/D). Das 6 prestadoras microrregionais, 2 disseram não adotar a tarifa social (SETAE – Nova Xavantina/MT e SAAE – Itapemirim/ES). Já dentre os 1.118 prestadores de abrangência local, 278 (25,7%) possuem a tarifa social em sua estrutura de cobrança. Os descontos oferecidos pela tarifa social variam em função da faixa de consumo. Para dados detalhados sobre o número de economias residenciais contempladas com a tarifa social e sobre os valores médios das tarifas sociais praticadas por companhias regionais e microrregionais que têm em suas estruturas tarifárias a cobrança de tarifa social, conferir dados do SNIS (BRASIL, 2016, p. 78-79).

¹³³ O volume máximo adotado para fins de tarifação mínima varia (de 05 a 18 m³) entre companhias regionais, microrregionais e locais, mas o mais comum é o volume de 10 m³. O preço fixo adotado até esse consumo mínimo também varia entre as companhias. A título de exemplificação, a tarifa mínima praticada para economias residenciais micromedidas é de R\$ 7,7/mês, R\$ 15,0/mês, R\$ 21,4/mês, R\$ 25,1/mês e R\$ 24,3/mês nas companhias COSAMA/AM, CAESA/AP, AGESPISA/PI, DESO/SE e CESAN/ES, respectivamente (BRASIL, 2016). Das 28 companhias regionais de saneamento, apenas 2 (CORSAN/RS e SANEAGO/GO) informaram não ter em suas estruturas tarifárias a cobrança de tarifa mínima. Dentre as 6 microrregionais, apenas uma (SETAE – Nova Xavantina/MT) disse não adotar a tarifa mínima. Já em relação aos 1.118 prestadores de abrangência local, 824 (73,7%) têm em suas estruturas de cobrança a tarifa mínima (SNIS, 2016).

etc. Desde a época do Planasa, eram criticados e causavam divergência entre diferentes grupos de interesse.¹³⁴ Tupper e Resende (2004) argumentam que a política tarifária do Plano, que incluiu a utilização de subsídios cruzados, teria contribuído para a geração de ineficiência no setor. Seroa da Motta (2004), por sua vez, acredita que

O uso de subsídios cruzados, que à primeira vista são socialmente justos, **distorce os sinais de preços das tarifas** para os consumidores de todas as rendas, pois não são transparentes além de serem limitados na capacidade de pagamento das famílias menos pobres (SEROA DA MOTTA, 2004, p. 7, grifo nosso).

Apesar da Lei 11.445 ter representado um avanço em relação ao estabelecimento de diretrizes tarifárias, ela não impõe um desenho institucional único. Neste sentido, o modelo brasileiro de fixação de preços dos serviços de abastecimento de água é híbrido, de modo que podem ser utilizados instrumentos relacionados ao sistema britânico de regulação de preços (*price cap, yardstick competition*) e ao modelo norte-americano de tarifação por “taxa de retorno” ou “custo de serviço” (BARBOSA, BRUSCA, 2015).¹³⁵

O principal mecanismo de precificação adotado atualmente no Brasil, no entanto, é o da taxa de retorno, utilizado desde a edição do Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, que instituiu o Código das Águas. No Código, esse mecanismo é denominado “serviço pelo custo” (artigo 180, inciso I). A Lei Federal nº 6.528, de 11 de maio 1978, estabeleceu, em seu artigo 2º, § 2º, que “As tarifas obedecerão ao regime do serviço pelo custo, garantindo ao responsável pela execução dos serviços a remuneração de até 12% ao ano sobre o investimento reconhecido” (BRASIL, 1978). A referida lei foi revogada, em 2007, pela que está em vigor atualmente (Lei 11.445), no entanto, a taxa de retorno permanece como o método majoritariamente utilizado.

Apesar da taxa de retorno constituir, após a revogação da Lei 6.528, o mecanismo mais comum de precificação no Brasil, é criticado principalmente em relação à geração de incentivos à eficiência dos prestadores de serviço (TUPPER, RESENDE, 2004; SEROA DA

¹³⁴ A exemplo dos conflitos de interesse entre estadualistas e municipalistas e do veto estadualista ao PL nº 5.296/2005, nos anos 2000, durante a tramitação de distintos projetos de leis que culminaram na atual Lei do Saneamento (11.445/2007). Uma alternativa ao mecanismo de subsídios cruzados fora proposta por municipalistas. No entanto, a proposta de substituição dos subsídios cruzados por tarifas regionais que constituiriam fundos federativos para financiamento da universalização no setor fora vetada por estadualistas e os subsídios continuaram a ser praticados (SOUZA, COSTA, 2013).

¹³⁵ De acordo com Barbosa e Brusca (2015, p.96), “Act 11.445/2007 established minimum guidelines for the activities of regulatory agencies in the WSU sector in Brazil and tariffs are defined with a view to recovering the total cost of services and under the concept of financial and economic balance of the concession. The investments that have not been recovered during the concession are paid to the concessionary at the residual value. So, the key issue is to attribute to the tariffs only the costs that are considered efficient by the regulatory agencies. There are no specific guidelines for tariff policies and the **diferences in regulation imply that there are also different criteria for setting tariffs**”.

MOTTA, MOREIRA, 2006; CORREIA, 2008; GALVÃO JR., PAGANINI, 2009; MADEIRA, 2010). Neste sentido, a Lei 11.445 estabelece, em seu artigo 38, mecanismos mais próximos ao *price cap*, no sentido de permitir mecanismos comparativos (*yardstick competition*) e induzir à eficiência. De acordo com esta lei,

§ 2º Poderão ser estabelecidos mecanismos tarifários de **indução à eficiência**, inclusive fatores de produtividade, assim como de antecipação de metas de expansão e qualidade dos serviços. § 3º Os **fatores de produtividade** poderão ser definidos com base em indicadores de **outras empresas do setor** (BRASIL, 2007, grifo nosso).

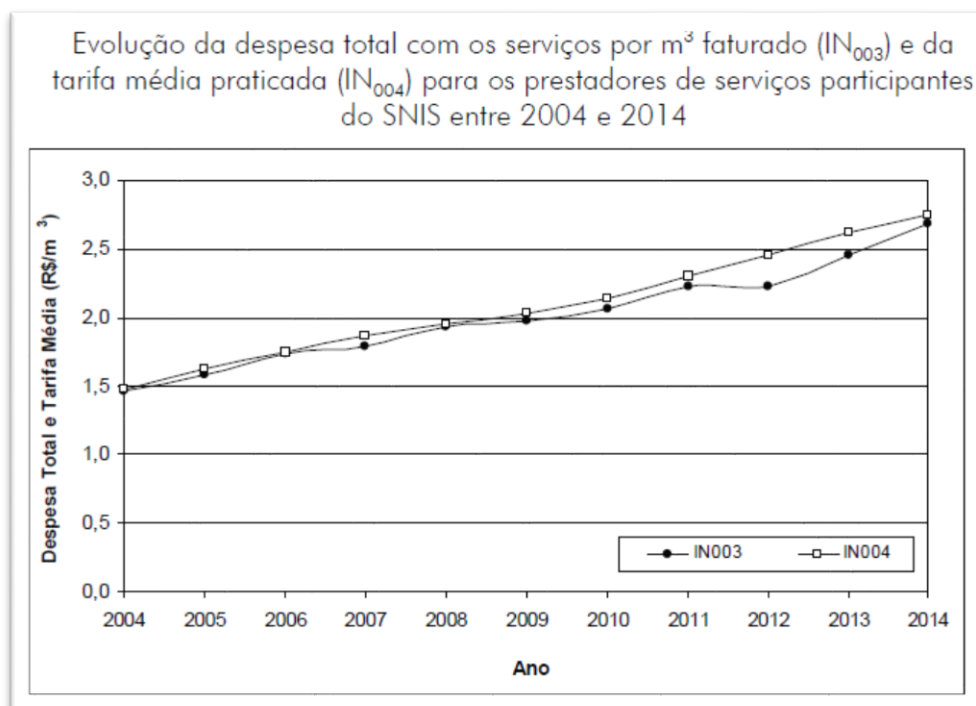
A respeito da implementação de um modelo ideal de regulação de preços, que atenda aos princípios de eficiência alocativa, produtiva e distributiva, Madeira (2010) argumenta que é uma tarefa extremamente complexa, em virtude da assimetria de informação entre os agentes econômicos. Nas palavras do autor “a complexidade do processo produtivo e a existência de informação assimétrica impossibilitam um desenho regulatório que possa ser implementado na prática sem qualquer tipo de deficiência” (MADEIRA, 2010, p.140).

Convém buscar, então, um modelo de regulação de preços que induza, por um lado, à operação das companhias de abastecimento da forma mais eficiente possível, dadas as tecnologias disponíveis; por outro, às mudanças de comportamento de consumo dos recursos hídricos. As mudanças de comportamento, de acordo com Nascimento e Heller (2005), dependem não somente dos valores das tarifas, mas também da elasticidade da demanda dos diferentes usuários.

No que tange à eficiência das companhias brasileiras do setor de saneamento, alguns estudos se destacam. Seroa da Motta (2004), ao analisar o desempenho de empresas de saneamento, enfocou políticas tarifárias e órgãos reguladores. Seroa da Motta e Moreira (2004; 2006) investigaram como a ausência de regulação tarifária dissipou ganhos de eficiência no setor. Os estudos de Tupper e Resende (2004), Seroa da Motta (2004) e Seroa da Motta e Moreira (2004; 2006) foram realizados antes da promulgação da Lei 11.445/2007. Já Carvalho e Sampaio (2015) e Barbosa e Brusca (2015) analisaram o desempenho de empresas brasileiras de abastecimento de água e esgotamento sanitário com base na estrutura regulatória ao qual estão atualmente sujeitas. De acordo com dados do SNIS, a respeito das tarifas médias praticadas (indicador IN004) pelo conjunto de prestadores, houve uma variação de 87,1% entre os anos de 2004 a 2014. Em 2004, as tarifas médias praticadas eram

1,47 R\$/m³, já em 2014, eram 2,75 R\$/m³, resultado 5% acima do valor de 2013, que foi de 2,62 R\$/m³, conforme ilustra o gráfico 16, a seguir.¹³⁶

GRÁFICO 16 - EVOLUÇÃO DA TARIFA MÉDIA E DA DESPESA TOTAL DOS PRESTADORES DE SERVIÇOS ENTRE 2004-2014 (POR M³).

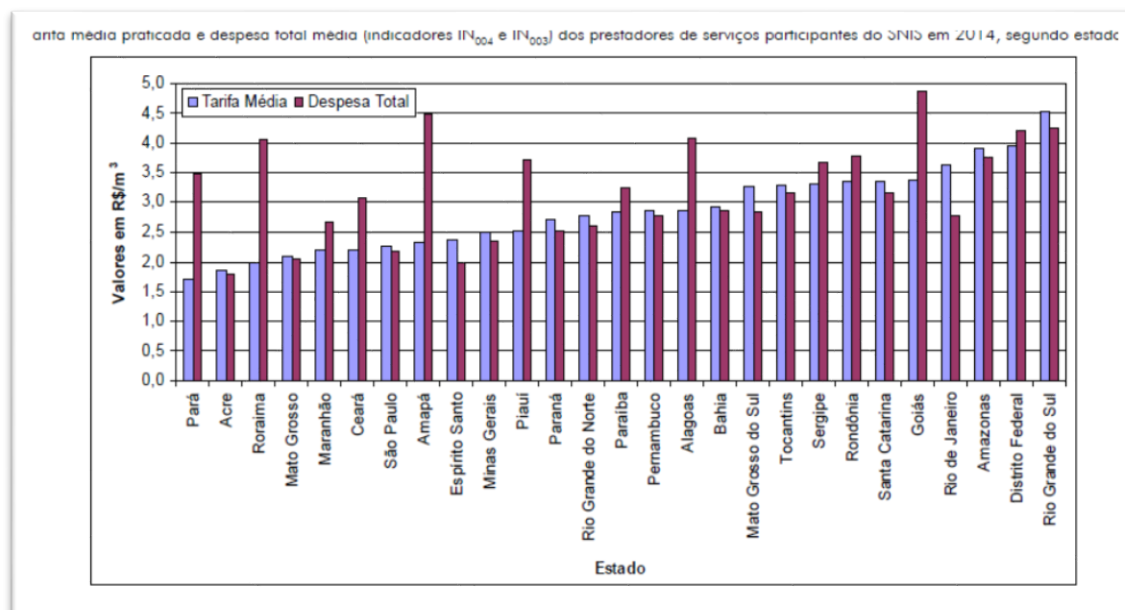


Fonte: SNIS (BRASIL, 2016).

Se, por um lado, tarifas demasiadamente superiores às despesas das companhias indicam uma prática de preços abusiva com o consumidor, por outro, quando as despesas totais médias são superiores às tarifas médias praticadas, a sustentabilidade e o equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços costumam ser comprometidos, o que pode afetar a qualidade dos serviços. Neste sentido, por estado, em 2013, havia 14 estados cujas despesas totais (por m³) superavam suas tarifas médias, o que sugere déficit na prestação dos serviços. Em 2014, esse número diminuiu para 12 dos 27 estados (44,44%). A tarifa média praticada e a despesa total média com os serviços, considerando todos os estados, incluindo o Distrito Federal, para o ano de 2014, são ilustradas no gráfico 17, a seguir.

¹³⁶ Ao apurar informações sobre o abastecimento de água no Brasil, em 2014, o SNIS assegura “uma representatividade de 91,8% em relação ao total de municípios e de 98,0% em relação à população urbana do Brasil” (BRASIL, 2016).

GRÁFICO 17 - TARIFA MÉDIA E DESPESA TOTAL MÉDIA DOS PRESTADORES DE SERVIÇOS EM 2014, POR ESTADO



Fonte: SNIS (BRASIL, 2016).

Ao analisar os dados das tarifas dos prestadores por abrangência, em 2014, os regionais apresentaram um resultado de R\$ 2,98/m³, os microrregionais praticaram tarifa média igual a R\$ 3,60/m³ e, para os prestadores de abrangência local, essa tarifa foi de R\$ 2,17/m³, o que representou, em relação ao ano de 2013, crescimentos de 4,2%; 8,1% e 7,4%, respectivamente. Considerando a inflação do período (6,41%, em 2014), somente as tarifas médias dos prestadores regionais apresentaram variações menores do que o índice inflacionário. Os prestadores microrregionais e locais, por sua vez, aumentaram suas tarifas acima da inflação (BRASIL, 2016).

Por fim, a tarifa não é a única fonte de financiamento dos serviços de abastecimento de água, uma vez que o setor conta com recursos governamentais e com a incipiente participação da iniciativa privada. Apesar de não ser a única, a tarifa constitui a principal fonte de financiamento, dado que os serviços são custeados, primordialmente, pelas tarifas pagas pelos usuários aos operadores. Desse modo, qualquer discussão sobre financiamento do setor, sobre sua capacidade de realizar investimentos e operar eficientemente, deve partir de um debate sobre a estrutura tarifária, que englobe a política de subsídios e outros fatores que influenciam essa estrutura no Brasil, considerando ainda a relação das tarifas com os objetivos regulatórios de assegurar a adequada prestação dos serviços (quantidade e qualidade) e prevenir o abuso de poder econômico (modicidade tarifária).

4.4. REGULAÇÃO E DINÂMICA TECNOLÓGICA

Um dos objetivos da regulação é aumentar o nível de eficiência dos mercados (POSSAS, PONDE, FAGUNDES, 1997). O estímulo à eficiência produtiva permite às empresas repassar seus ganhos de produtividade aos consumidores (eficiência distributiva). Isso pode ser alcançado de formas distintas, seja por vias tarifárias, tecnológicas, etc. Considerando que a eficiência produtiva dinâmica se dá a partir da adoção de tecnologias mais avançadas nos processos produtivos e que o estímulo às inovações pode beneficiar os consumidores dos serviços de abastecimento de água, faz-se importante entender como questões de ordem tecnológica sofrem influência de – e influenciam – aspectos regulatórios.

O tratamento de água pode ser classificado em simplificado, convencional e avançado.¹³⁷ A determinação das etapas que compõem o processo de tratamento de água depende da qualidade da água captada, de modo que a adequada proteção dos mananciais influencia no tratamento. No Brasil, esse processo não é intensivo em tecnologia, sendo realizado a partir de tecnologias já dominadas e consolidadas, com predomínio do tratamento convencional (PERSPECTIVAS, 2014). Uma importante tendência tecnológica dos sistemas de abastecimento se refere ao aprimoramento das técnicas de micro (água consumida) e macro medição (água produzida) com vistas à redução de perdas de água. O controle de perdas de distribuição nos sistemas tem sido apontado como uma das alternativas tecnológicas para diminuição da pressão de demanda sobre os recursos hídricos (NASCIMENTO; HELLER, 2005; PERSPECTIVAS, 2014).

Neste sentido, o controle de perdas é facilitado pelo desenvolvimento e pela aplicação de tecnologias de controle de pressões na rede. O índice de perdas constitui uma variável importante para avaliar a eficiência de prestadores de serviços de abastecimento de água.¹³⁸ Uma vez que o controle de perdas influencia diretamente na estrutura de custos das companhias e pode criar incentivos à eficiência produtiva, é um fator relevante a ser

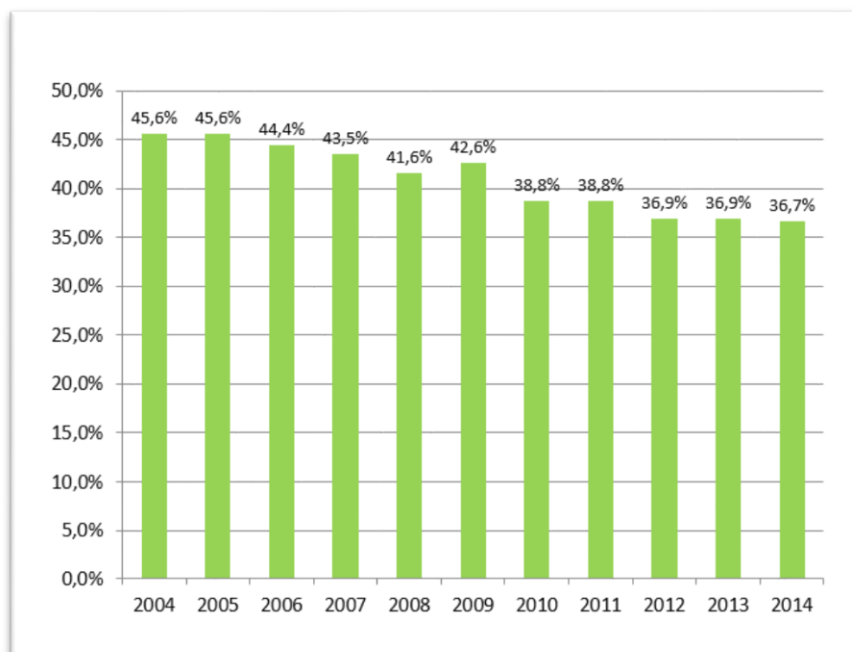
¹³⁷ Para melhor definição das classificações de tratamento de água, conferir Perspectivas (2014, p 163). Para informações detalhadas sobre métodos de tratamento de água, conferir Manual da Funasa (BRASIL, 2006).

¹³⁸ As perdas se dividem em aparentes e reais. As aparentes, ou comerciais, relacionam-se ao volume de água que foi efetivamente consumido pelo usuário, mas que não foi medido ou contabilizado, gerando perda de faturamento ao prestador de serviços. São falhas decorrentes de erros de medição (hidrômetros inoperantes/mal calibrados, erros de leitura, fraudes), ligações clandestinas, etc. Já as reais, ou físicas, referem-se a toda água disponibilizada para distribuição que não chega aos consumidores, principalmente devido a vazamentos em adutoras, reservatórios ou outras unidades operacionais do sistema. Os vazamentos em tubulações da rede de distribuição estão associados ao excesso de pressão, habitualmente em regiões com grande variação topográfica, à qualidade dos materiais utilizados, à idade das tubulações, à qualidade da mão-de-obra, à ausência de programas de monitoramento de perdas, etc. (BRASIL, 2016).

abordado, especialmente considerando o cenário brasileiro, com índices de perdas muitas vezes elevados, escassez hídrica e alto custo e energia elétrica, fatores que afetam a saúde financeira das companhias de abastecimento. Quase a totalidade das perdas em um sistema de abastecimento ocorre na distribuição (BRASIL, 2016).

Os índices de perdas nos sistemas de abastecimento de água no Brasil são considerados elevados, de modo geral, sobretudo quando comparados com os de países desenvolvidos. Enquanto Alemanha e Japão reduziram suas perdas para aproximadamente 10% e Austrália e Nova Zelândia conseguiram romper o patamar inferior a 10%, nenhum estado brasileiro conseguiu, em 2014, situar-se na melhor faixa adotada pelo SNIS, cujo índice de perdas de distribuição é menor que 20%. No Brasil, o valor para todo o conjunto de prestadores de serviços foi, em 2014, de 36,7% (BRASIL, 2016), como pode ser observado no gráfico 18, a seguir, que apresenta a evolução dos índices de perdas de água no Brasil entre 2004-2014, de acordo com dados do SNIS.¹³⁹

GRÁFICO 18 - EVOLUÇÃO DO ÍNDICE DE PERDAS NA DISTRIBUIÇÃO ENTRE 2004-2014



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do SNIS.

¹³⁹ Em relação às perdas de água, o SNIS confronta o volume da água disponibilizado para distribuição e o volume consumido ou faturado. Mais especificamente, o índice de perdas de faturamento (IN013) corresponde à comparação entre o volume de água disponibilizado para distribuição e o volume faturado. Já o índice de perdas na distribuição faz a comparação entre o volume de água disponibilizado para distribuição e o volume consumido. O SNIS calcula o índice de perdas na distribuição por três escalas diferentes, a saber: em percentual (IN049), Índice de perdas na distribuição utilizado para avaliação dos resultados no Capítulo 8 do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (BRASIL, 2016); em litros por ligação ao dia (IN051), Índice de perdas por ligação; e em metros cúbicos por quilômetro de rede ao dia (IN050), Índice bruto de perdas lineares.

Embora seja reconhecida a importância da gestão das perdas de água, a partir dos dados apresentados pelo gráfico 18, no Brasil, o índice de perdas não sofreu alterações significativas no período considerado (2004-2014). Manteve-se estável entre 2004 e 2005; 2010 e 2011; 2012 e 2013, tendo permanecido, até 2009, na faixa acima de 40%. De 2009 a 2014, houve modestas reduções que permitiram que os valores se situassem abaixo dos 40% (BRASIL, 2016). O índice elevado de perdas pode ser explicado, entre outros fatores, pela incipiente regulação dos serviços, de modo que os operadores deem menor ênfase em seu controle.

De acordo com Nascimento e Heller (2005), são necessários desenvolvimentos tecnológicos em questões como recuperação de redes envelhecidas, campo em que há, segundo os autores, oportunidades de inovação em desenvolvimento de materiais e métodos que podem apresentar benefícios significativos em termos econômicos e operacionais. Outras alternativas tecnológicas apresentadas no intuito de reduzir a demanda por água de abastecimento são: reúso de água; técnicas de coleta de água de chuva; e adoção de procedimentos para a economia do consumo de água, tais como a utilização de peças sanitárias econômicas ou instrumentos econômicos de incitação à redução de consumo (tarifários, por exemplo) e ações de caráter educativo (NASCIMENTO, HELLER, 2005).¹⁴⁰

As questões tecnológicas têm ocupado espaço no campo de pesquisas acerca do saneamento básico, tendo ocorrido avanços especialmente nas áreas de tratamento de água e esgotos. Atualmente, as preocupações dos principais grupos de pesquisa brasileiros em saneamento básico têm estado concentradas em técnicas avançadas de tratamento, tais como: desenvolvimento e otimização de tecnologias de tratamento de águas poluídas para abastecimento público; tecnologia de baixo custo para potabilização de águas salobras por tratamento; remoção de protozoários e vírus para águas de abastecimento, etc. (GALVÃO JR., PAGANINI, 2009; ANDRADE NETO, 2011).¹⁴¹

Apesar dos avanços ocorridos e dos esforços de pesquisa no setor, em particular quanto ao tratamento de água e esgoto, permanecem importantes desafios para a efetividade dessas pesquisas como fatores de desenvolvimento e universalização dos serviços de

¹⁴⁰ Ações de economia de consumo de água, em âmbito tecnológico, envolvem a utilização de equipamentos de instalações hidráulicas prediais de baixo consumo de água, sendo que a tecnologia desse tipo de equipamento, inclusive por iniciativa dos próprios fabricantes, encontra-se bastante desenvolvida. No entanto, a generalização do uso desses equipamentos depende de fatores de ordem cultural e econômico-financeira (NASCIMENTO, HELLER, 2005).

¹⁴¹ Para maiores detalhes e exemplos de campos de pesquisa relacionados a técnicas avançadas de tratamento, conferir Andrade Neto (2011, p. 385).

saneamento. Podem ser elencados como desafios: a) a nacionalização da pesquisa, de forma a propiciar a cobertura espacial devida, considerando, sempre que possível, as diferenças regionais e a adequação dos resultados às realidades específicas; b) o salto de escala dos experimentos para o mais próximo possível da escala real, dado que as pesquisas em saneamento dependem muito de fatores ambientais e, quanto mais próxima for a escala do experimento da real, maior a possibilidade de aplicação dos resultados.

Além desses, outros importantes desafios à P&D no setor estão relacionados à necessária aplicação de recursos e à adoção de mecanismos de financiamento e fomento mais ágeis e eficazes, de modo a contornar o problema da excessiva burocracia, uma vez que o tempo gasto com demasiados procedimentos administrativos dificulta o andamento das pesquisas. A quebra de entraves é fundamental para o desenvolvimento tecnológico.¹⁴² O maior desafio, no entanto, talvez seja viabilizar a aplicação dos resultados das pesquisas na realidade dos cidadãos. Em outras palavras, “[...] convencer os agentes públicos envolvidos com o saneamento básico a empregarem a tecnologia desenvolvida através da pesquisa brasileira” (ANDRADE NETO, 2011, p. 373).

A introdução de inovações, fator propiciado pela P&D e importante para estímulo à eficiência, não costuma ser incentivada na cadeia de abastecimento de água, dadas as características do setor e sua estrutura de monopólio verticalmente integrado e regulado. Neste sentido, uma alternativa para a criação de um ambiente inovativo e eficiente seria a desverticalização do setor, com conseqüente introdução de mecanismos competitivos em alguns segmentos (captação e tratamento, por exemplo).¹⁴³ A respeito do assunto, Madeira (2010, p. 127) argumenta que essa “desverticalização não é recomendada”, considerando a estrutura do setor. Entretanto, para outros autores, a desverticalização é considerada benéfica, já que permitiria a introdução de elementos concorrenciais em parte da cadeia produtiva, o que facilitaria o processo inovativo e contribuiria para a coparticipação e a redução de custos (CAVE, 2009; CUNHA, 2011). De acordo com Cunha (2011),

Embora essa separação das redes e dos elos da cadeia não ocorra com frequência no Brasil, é possível que em certas circunstâncias a necessidade de compartilhar investimentos e as economias de escala obtidas em virtude da desverticalização

¹⁴² Neste sentido, Andrade Neto (2011) aponta para a necessidade de mudança dos processos licitatórios, que podem privilegiar tecnologias ultrapassadas, e para a renovação das normas da Associação Brasileira de Normas técnicas (ABNT) relativas ao saneamento básico.

¹⁴³ A desverticalização do setor de saneamento é um desmembramento da cadeia, de modo que, separada a rede de serviços, cada etapa pode ser entregue a um operador diferente. A respeito da desverticalização, Cunha (2011, p. 14-15) afirma que “[...] Quem presta os serviços de água não necessariamente deve prover os serviços de esgoto. Mesmo a operação da rede de distribuição de água pode dar-se independentemente do controle das atividades de captação, tratamento e adução da água bruta.”

justifiquem as deseconomias de escopo e os custos regulatórios delas resultantes. Um conjunto de pequenos municípios, que dificilmente seriam capazes de realizar individualmente os vultosos investimentos necessários à construção de uma represa, adutora, estação de tratamento de água, coletora ou estação de tratamento de esgoto, podem em alguns casos compartilhar esses equipamentos [...] para torná-los economicamente viáveis (CUNHA, 2011, p. 15).

A Lei 11.445 estabeleceu, em seu artigo 2º, inciso VIII, como um dos princípios fundamentais da prestação dos serviços, a “utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas”. Estimulou, em seu artigo 29, § 1º, inciso VII o “uso de tecnologias modernas e eficientes, compatíveis com os níveis exigidos de qualidade, continuidade e segurança na prestação dos serviços” e definiu, em seu artigo 49, como um dos objetivos da Política Federal de Saneamento Básico, “IX - fomentar o desenvolvimento científico e tecnológico, a adoção de tecnologias apropriadas e a difusão dos conhecimentos gerados de interesse para o saneamento básico” (BRASIL, 2007).

Embora haja estímulo legal à utilização de tecnologias modernas e à eficiência e o nível de eficiência seja um importante componente para a compreensão da relação entre aspectos tecnológicos e regulatórios, a literatura sobre isso, no Brasil, não é abundante. Neste sentido, Seroa da Motta e Moreira (2006) identificaram que apenas o estudo de Tupper e Resende (2004) estimou a produtividade das companhias do setor de saneamento brasileiras. Esses últimos autores reiteram a respeito da carência de estudos sobre eficiência de prestadores de serviços de utilidade pública (TUPPER, RESENDE, 2004; SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2006; BARBOSA, BRUSCA, 2015).

Ao analisar o desempenho de companhias de saneamento brasileiras e o estímulo à eficiência com base no ambiente regulatório em que estão inseridas, esses estudos indicaram a falta de uma adequada regulação econômica. Motta e Moreira (2004) argumentam que a regulação no setor saneamento no Brasil não estimula avanços na fronteira tecnológica, uma vez que não incentiva ganhos de produtividade. Carvalho e Sampaio (2015, p. 9, grifo nosso), por sua vez, colocam que “*From the analysis of regulatory standardization [...] we find that the performance of regulators continues to show considerable weaknesses [...] the least addressed topics were incentives to use new technologies*”.

Esses autores argumentam que, apesar da literatura especializada apontar para o advento de um novo ambiente regulatório, com a criação de órgãos reguladores, e para um possível impacto positivo da regulação na prestação dos serviços, seu estudo indicou uma realidade em que “[...] *regulatory performance has not yet ensured that regulated WSS*

[water supply] and SS [sewage services] providers will achieve higher efficiency levels. In general, regulatory objectives are not yet being achieved [...] (CARVALHO, SAMPAIO, 2015, p. 10, grifo nosso).

Para melhor entender como se dão as questões de ordem tecnológica no setor, é relevante analisar aspectos relativos à eficiência das prestadoras de serviços de saneamento, à introduções de inovações, aos possíveis benefícios da desverticalização, entre outros. No entanto, quando se pretende compreender as relações existentes entre essas questões e os objetivos da regulação, é insuficiente considerar apenas esses elementos, na medida em a adoção de novas tecnologias requer o desenvolvimento das instituições e que noções como dependência de trajetória, retornos crescentes e efeitos de aprendizagem também são importantes nesse contexto. Essas noções consideram o caminho trilhado pelas estruturas políticas.¹⁴⁴

Neste sentido, a trajetória dos atores políticos deixariam legados quase irreversíveis e “[...] uma vez iniciadas as trajetórias institucionais, as barreiras de certos arranjos dificultariam a reversão da escolha original” (SOUZA, COSTA, 2013, p. 589). A aplicação dessas noções no campo de análise dos processos sociais permite argumentar que novas instituições são desenvolvidas a partir de altos custos de implantação, coordenação e aprendizado. A dificuldade pela qual passou a política pública de saneamento entre a década de 1990 e os anos 2000 deixou legados para o setor, tendo influenciado o desenvolvimento das instituições atuais.¹⁴⁵

Em um ambiente no qual as decisões políticas passadas afetaram a atual estrutura regulatória do saneamento, Madeira (2010) coloca que é preciso mais tempo para avaliar os impactos do novo marco regulatório (Lei 11.445/2007) na prestação dos serviços, considerando cedo para se chegar a conclusões, dado que os investimentos no setor exigem longo período de maturação. Carvalho e Sampaio (2015), por sua vez, acreditam que os objetivos regulatórios ainda não estão sendo atingidos em virtude da incipiente operação das entidades reguladoras.

¹⁴⁴ A noção de retornos crescentes explica por que uma tecnologia específica pode obter vantagens em determinado mercado sem, necessariamente, ser “a alternativa mais eficiente em longo prazo. Uma vez obtida a vantagem inicial, os efeitos de retroalimentação positiva sobre a tecnologia originalmente adotada excluem seus competidores” (SOUZA, COSTA, 2013, p. 589). As configurações tecnológicas que geram retornos crescentes apresentam algumas características, dentre elas: alta escala (investimentos elevados); efeitos de aprendizagem (conhecimentos acumulados); e efeitos de coordenação (adoção de uma mesma rede de infraestrutura).

¹⁴⁵ As instituições atuais foram influenciadas por indefinições sobre titularidade da prestação dos serviços e incertezas decisórias oriundas de divergências políticas, por exemplo.

4.5. REGULAÇÃO E QUESTÕES AMBIENTAIS

Considerando a tecnologia utilizada no país e a degradação dos recursos hídricos, é preciso assegurar a qualidade da água potável não somente por seu tratamento, mas também a partir da adequada proteção dos mananciais, que constituem a unidade inicial dos sistemas de abastecimento. Esse trabalho preventivo dos mananciais, com vistas à garantia da quantidade e da qualidade hídrica, pode ocorrer por meio de planejamento e controle do uso e da ocupação do solo em determinada bacia hidrográfica; de medidas de vigilância e controle de poluição dos corpos hídricos; etc.

Para garantir a qualidade das águas dos mananciais, existem ainda mecanismos econômicos, como incentivos fiscais e instrumentos de compensação financeira pelo controle da qualidade ambiental, entre outros, que têm se mostrado exitosos em países desenvolvidos (ANDRADE NETO, 2011). No Brasil, existem iniciativas voltadas à conservação dos recursos hídricos que seguem a lógica de pagamento por resultado ou por serviço ambiental, a exemplo do Programa Produtor de Água e do Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES), criados pela ANA (ANA, 2013).

O Produtor de Água tem por objetivo principal a proteção dos mananciais nas áreas rurais, ao diminuir a erosão e o assoreamento nessas áreas. O programa, de adesão voluntária, prevê o pagamento de incentivos aos produtores rurais que contribuírem, comprovadamente, para a proteção dos mananciais. Além de apoio financeiro, prevê apoio técnico quanto à execução de ações e obras de conservação da água e do solo (recuperação das nascentes, reflorestamento de áreas de preservação permanente, etc.). O PRODES, por sua vez, não financia obras ou equipamentos, mas paga pelos resultados alcançados, ou seja, pelo esgoto tratado. O programa é conhecido como *programa de compra de esgoto tratado* e consiste na concessão de estímulo financeiro da União a prestadores de serviços de saneamento que investirem em suas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), desde que cumpridas condições previstas em contrato.¹⁴⁶

Existem diversos instrumentos normativos, no Brasil, que visam à proteção ambiental, à promoção da saúde, à preservação dos recursos hídricos, à melhoria da qualidade das águas para diversos usos e para consumo humano. Esses instrumentos estabelecem diretrizes acerca da prestação dos serviços de saneamento básico; dispõem

¹⁴⁶ Maiores detalhes dos programas disponíveis nos seguintes sítios: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/>>; <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/ProgramaProdutorAgua.aspx>>; <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/Prodes.aspx>>; <<http://www.ana.gov.br/prodes/prodes.asp>>.

sobre a classificação dos corpos de água; sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes; bem como sobre os padrões de potabilidade e os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Dentre os principais, destacam-se: a Lei nº 11.445/2007; as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005, e nº 430, de 13 de maio de 2011, que altera e complementa a resolução de 2005; e a Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2007; 2005; 2011a; 2011b). As resoluções do CONAMA compõem a estrutura da política pública ambiental no Brasil. Essas resoluções abrangem uma série de regulamentações acerca do uso dos recursos hídricos e da qualidade da água, implementadas no país a partir da década de 1980 e complementadas por instrumentos subsequentes, a fim de atender aos requisitos relacionados aos diversos usos da água, à conservação e ao controle da poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

As resoluções CONAMA, aprovadas em nível federal, devem ser efetivadas, inclusive, por órgãos ambientais estaduais, também responsáveis pela execução de respectivas penalidades, por meio da Lei Federal nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências (BRASIL, 1998). Dessa forma, não compete apenas a um órgão, nem somente a um ente federativo, os objetivos de proteção ambiental, preservação dos recursos hídricos e promoção da saúde, mas a um conjunto deles.

Compete ao MMA e a entidades a ele vinculadas estabelecer as diretrizes acerca da política nacional do meio ambiente e dos recursos hídricos. A Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, entre outras providências, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Essa política, no entanto, desvincula-se da política de saneamento, cujas diretrizes são estabelecidas nos termos da Lei 11.445/2007. Os aspectos ambientais dessa legislação são complementados por resoluções do CONAMA/MMA.

Já ao MS e a entidades vinculadas a ele, compete oferecer condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde da população, inclusive a partir do estabelecimento de diretrizes acerca da vigilância da qualidade da água (BRASIL, 2011b). No que diz respeito à articulação entre as políticas, a Lei 11.445/2007 definiu, em seu artigo 2º, inciso III, que os serviços públicos de saneamento devem ser prestados “de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente” e, no inciso VI, em “[...]”

articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de **proteção ambiental, de promoção da saúde** [...] voltadas para a melhoria da qualidade de vida [...] (BRASIL, 2007, grifo nosso).

A necessidade de articulação entre as políticas e os aspectos de proteção do meio ambiente e de salubridade ambiental são enfatizados nos artigos 48 e 49 da Lei 11.445/2007.¹⁴⁷ Ao tratar da Política Federal de Saneamento Básico, a lei estabeleceu, em seu artigo 48, que a União observará, no estabelecimento de sua política de saneamento básico, as seguintes diretrizes:

[...] V - melhoria da qualidade de vida e das **condições ambientais e de saúde pública**; [...] IX - adoção de critérios objetivos de elegibilidade e prioridade, levando em consideração [...] disponibilidade hídrica, riscos sanitários, **epidemiológicos e ambientais**; [...] Parágrafo único. **As políticas e ações da União** de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate e erradicação da pobreza, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de relevante interesse social voltadas para a melhoria da qualidade de vida **devem considerar a necessária articulação**, inclusive no que se refere ao financiamento, com o saneamento básico (BRASIL, 2007, grifo nosso).

Além disso, nos termos do artigo 49, ficaram definidos como alguns dos objetivos da Política Federal de Saneamento Básico:

III - proporcionar condições adequadas de **salubridade ambiental** aos povos indígenas e outras populações tradicionais [...]; IV - proporcionar condições adequadas de **salubridade ambiental** às populações rurais e de pequenos núcleos urbanos isolados; V - assegurar que a aplicação dos recursos financeiros administrados pelo poder público dê-se segundo critérios de promoção da **salubridade ambiental**; [...] X - **minimizar os impactos ambientais** relacionados à implantação e desenvolvimento das ações, obras e serviços de saneamento básico e assegurar que sejam executadas de acordo com as normas relativas à **proteção do meio ambiente**, ao uso e ocupação do solo e à **saúde** (BRASIL, 2007, grifo nosso).

Já em relação ao planejamento para cumprimento de aspectos técnicos da prestação dos serviços, inclusive, de acordo com o artigo 19, inciso I, deverá ser realizado “diagnóstico da situação e de seus impactos nas condições de vida, utilizando sistema de indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socioeconômicos [...]” (BRASIL, 2007). A Lei 11.445/2007 estabeleceu, em seu artigo 43, que “A prestação dos serviços atenderá a **requisitos mínimos de qualidade**, incluindo a regularidade, a continuidade e aqueles relativos aos produtos oferecidos [...]” e, no parágrafo único desse artigo, que “A **União definirá parâmetros mínimos para a potabilidade** da água” (BRASIL, 2007, grifo nosso).

¹⁴⁷ A salubridade ambiental pode ser entendida como “[...] o estado de higidez em que vive a população urbana e rural, tanto no que se refere a sua capacidade de inibir, prevenir ou impedir a ocorrência de endemias ou epidemias veiculadas pelo meio ambiente, como no tocante ao seu potencial de promover o aperfeiçoamento de condições mesológicas favoráveis ao pleno gozo de saúde e bem-estar” (BRASIL, 2006, p. 14-15).

A respeito desses parâmetros, dispostos na Portaria nº 2.914/2011, estabeleceu-se, nos termos do artigo 6º da portaria, que “as competências atribuídas à União serão exercidas pelo **Ministério da Saúde e entidades a ele vinculadas**” (BRASIL, 2011b, grifo nosso). Pelos termos dessa portaria, em seu artigo 7º, compete à Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS/MS), entre outras atribuições, as de:

I promover e acompanhar a vigilância da qualidade da água para consumo humano, em articulação com as Secretarias de Saúde dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios e respectivos responsáveis pelo controle da qualidade da água; II estabelecer ações especificadas no Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA); III estabelecer as ações próprias dos laboratórios de saúde pública [...] (BRASIL, 2011b).

Compete à FUNASA “apoiar as ações de controle da qualidade da água para consumo humano proveniente de sistema ou solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano, em seu âmbito de atuação” e à Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) “exercer a vigilância da qualidade da água nas áreas de portos, aeroportos e passagens de fronteiras terrestres [...]”, conforme artigos 9º e 10º, respectivamente, desta portaria (BRASIL, 2011b).

Sobre os aspectos técnicos da prestação dos serviços, a Lei nº 11.445/2007 estabeleceu, em seu artigo 44, § 2º, que “A **autoridade ambiental competente** estabelecerá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes [...] atenda aos padrões das **classes dos corpos hídricos** em que forem lançados, a partir dos níveis presentes de tratamento” (BRASIL, 2007, grifo nosso). Essa competência é atribuída ao MMA, que a realiza por meio de órgãos integrantes do SINGREH, tais como a ANA e o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), e por resoluções do CONAMA (BRASIL, 1997).

No Brasil, o estabelecimento do nível de qualidade de água a ser alcançado ou mantido em determinado corpo hídrico ao longo do tempo é realizado por um enquadramento em classes, relacionadas à qualidade da água e aos seus respectivos usos. O enquadramento dos corpos hídricos em classes segundo os usos preponderantes da água objetiva, conforme artigo 9º da Lei nº 9.433/1997, “I - assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; II - diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (BRASIL, 1997).

O sistema de enquadramento por classes de qualidade considera, para cada classe, os padrões de qualidade mais restritivos dentre os usos contemplados, de modo que as classes levem em conta as prioridades de uso da água. O enquadramento se faz importante por servir de referência para demais instrumentos das gestões ambiental (monitoramento de qualidade)

e de recursos hídricos (outorga). Ademais, baseia-se não necessariamente na condição atual do corpo hídrico, mas nos níveis de qualidade que esses corpos deveriam possuir ou manter com vistas ao atendimento das necessidades sociais, inclusive. O quadro 01 a seguir, apresenta as classes do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) e seus respectivos significados.¹⁴⁸

QUADRO 1 – SIGNIFICADO DAS CLASSES DE ENQUADRAMENTO POR VALOR DO ICE

Classes do ICE e seus significados		
Valor do ICE	Classes	Significado
94 < ICE	ÓTIMA	A qualidade da água está protegida com virtual ausência de impactos. A qualidade da água está muito próxima da condição natural. Estes valores de ICE somente podem ser obtidos se todas as medidas estiverem durante todo o tempo dentro dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
79 < ICE ≤ 94	BOA	A qualidade de água está protegida, apresentando somente um pequeno grau de impacto. A qualidade da água raramente se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
64 < ICE ≤ 79	REGULAR	A qualidade de água está protegida, mas ocasionalmente ocorrem impactos. A qualidade da água algumas vezes se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
44 < ICE ≤ 64	RUIM	A qualidade de água está freqüentemente afetada. Com freqüência os parâmetros de qualidade da água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.
ICE ≤ 44	PÉSSIMA	A qualidade de água quase sempre está alterada. Os parâmetros de qualidade freqüentemente não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2013).

Em âmbito federal, as principais regulamentações para o enquadramento são as resoluções do CONAMA e as do CNRH, elencadas a seguir: a) Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes;¹⁴⁹ b) Resolução CONAMA nº 396/2008, que estabelece o enquadramento das águas subterrâneas; c) Resolução CNRH nº 91/2008, que estabelece os procedimentos gerais para

¹⁴⁸ O ICE classifica a qualidade da água com base em três aspectos: abrangência; frequência e amplitude. Na abrangência, considera-se o número de parâmetros de qualidade de água que apresentaram desconformidade com o padrão do enquadramento; na frequência, é considerada a porcentagem de vezes em que houve desconformidade com o padrão do enquadramento; já a amplitude analisa a diferença entre o valor observado e o valor desejado, ou seja, o limite do enquadramento.

¹⁴⁹ Convém ressaltar que a Resolução CONAMA nº 357/2005 foi alterada por resoluções posteriores, dentre elas a resolução nº 397/2008, já alterada pela nº 410/2009. Por fim, a Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa e altera a resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2011a).

o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos; d) Resolução CNRH nº 141/2012, que estabelece critérios e diretrizes para implementação dos instrumentos de outorga de direito de uso de recursos hídricos e de enquadramento dos corpos de água em classes (BRASIL, 2005; 2008).

Existem distintos indicadores de qualidade de água utilizados pelos entes federativos, sendo os principais: a) Índice de Qualidade das Águas (IQA); b) Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP); c) Índice de Estado Trófico (IET); d) Índice de Contaminação por Tóxicos; e) Índice de Balneabilidade (IB); f) Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA). O uso desses indicadores permite sintetizar dados sobre vários parâmetros físico-químicos, os quais devem ser avaliados individualmente para uma análise detalhada da qualidade das águas, já que no processo de síntese informações individuais dos parâmetros analisados se perdem.

O IQA, por exemplo, é um índice composto por nove parâmetros físico-químicos e biológicos, com seus respectivos pesos, fixados em função de importância para a conformação global da qualidade da água. São considerados como parâmetros para formação do IQA, com seus respectivos pesos: 1) oxigênio dissolvido (0,17); 2) coliformes termotolerantes (0,15); 3) potencial hidrogeniônico - pH (0,12); 4) demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_{5,20} (0,10); 5) temperatura da água (0,10); 6) nitrogênio total (0,10); 7) fósforo total (0,10); 8) turbidez (0,08); e 9) sólidos totais (0,08) (ANA, 2013).

Criado em 1970, nos Estados Unidos, pela *National Sanitation Foundation*, o IQA começou a ser utilizado, no Brasil, a partir de 1975, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Começou a ser adotado por outros estados nas décadas seguintes. O índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta para abastecimento público, permitido seu uso após tratamento. Os valores do IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros, o que demonstra uma falta de padronização do índice para tornar comparáveis, em âmbito nacional, os dados sobre qualidade de água (ANA, 2013; 2015). No entanto, o IQA é o principal indicador de qualidade de água utilizado no país. O quadro 2, a seguir, apresenta as classes do IQA, considerando a classificação dos valores médios utilizados pela CETESB (SP). Outros estados que adotam essas classes são Bahia, Ceará, Goiás, Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Pernambuco (ANA, 2013).

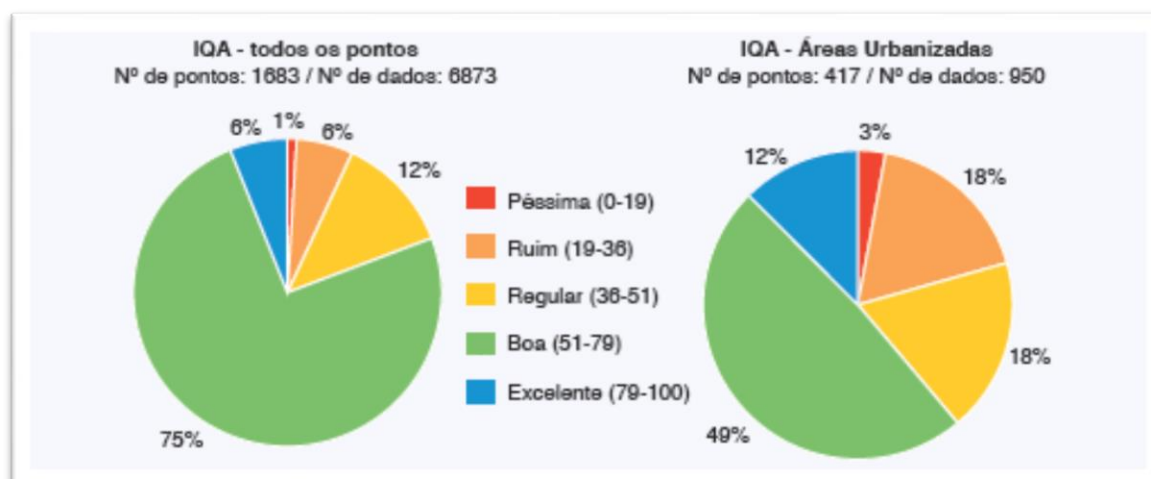
QUADRO 2 – SIGNIFICADO DAS CLASSES DA QUALIDADE DA ÁGUA POR VALOR DO IQA

Classes do Índice de Qualidade da Água e seu significado		
Valor do IQA	Classes	Significado
79 < IQA ≤ 100	ÓTIMA	Água própria para o abastecimento público após o tratamento convencional.
51 < IQA ≤ 79	BOA	
36 < IQA ≤ 51	REGULAR	
19 < IQA ≤ 36	RUIM	Água imprópria para o abastecimento público após o tratamento convencional, sendo necessários tratamentos mais avançados.
IQA ≤ 19	PÉSSIMA	

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2013).

A comparação sobre dados de qualidade de água, no Brasil, é dificultada, entre outros fatores, pela falta de parâmetros necessários para cálculo dos indicadores. Neste sentido, a ANA (2015) só conseguiu calcular o IQA para 1.683 pontos, de um total de 2.800 monitorados em 2013. Os dados coletados em 2013, em função do tempo requerido para processamento, foram publicados em 2015 e são apresentados no gráfico 19, a seguir, separadamente para áreas urbanas e para todos os pontos calculados.¹⁵⁰

GRÁFICO 19 - DISTRIBUIÇÃO DE CLASSES DO IQA (VALORES MÉDIOS EM 2013)



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2015).

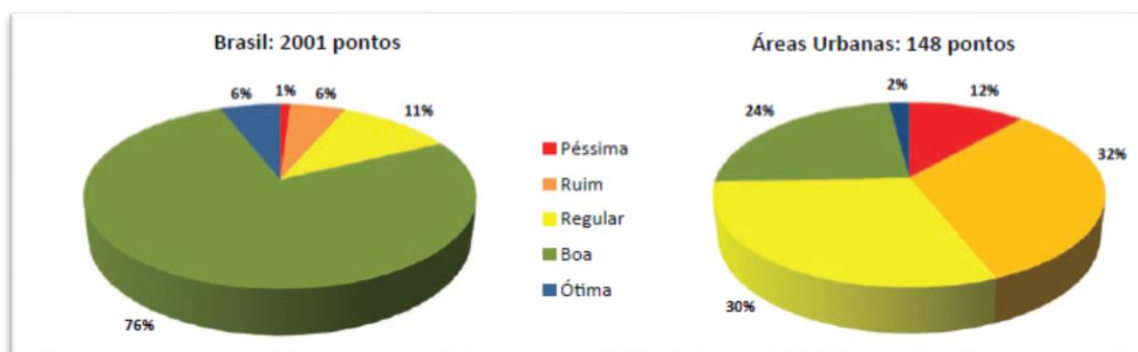
A partir dos dados apresentados no gráfico 19, pode-se observar as diferenças entre as classes do IQA calculado para áreas urbanas e do IQA geral (para todos os pontos). Enquanto a classe *ruim* representa 6% do total para todos os pontos, equivale a 18% para as

¹⁵⁰ Foram consideradas áreas urbanas as regiões metropolitanas e áreas urbanas definidas pelo IBGE em 2005 (ANA, 2013).

áreas urbanas. Somadas, as classes *ruim* e *péssima* representam 7% do total para todos os pontos, ao passo que, para áreas urbanas, a soma equivale a 21% do total, o que sugere que os maiores problemas de qualidade da água, por este indicador, concentram-se nos grandes centros urbanos.

Apesar disso, quando comparados os dados das publicações mais recentes da ANA (2015; 2013), percebe-se que os percentuais do IQA relativos ao total de pontos monitorados pouco se alteram de 2011 para 2013.¹⁵¹ No entanto, ao considerar os dados dos gráficos 19 e 20, para as áreas urbanas, os valores dos pontos monitorados em condições *péssima*, *ruim* e *regular* diminuem de 12% para 3%; de 32% para 18%; e de 30% para 18%, respectivamente; enquanto aqueles em condições *boa* e *ótima* aumentam de 24% para 49% e de 2% para 12%, entre 2011 e 2013, o que sugere que as ações e os programas voltados à melhoria da qualidade da água (IQA) estariam concentrados nessas áreas.

GRÁFICO 20 - DISTRIBUIÇÃO DE CLASSES DO IQA (VALORES MÉDIOS EM 2011).



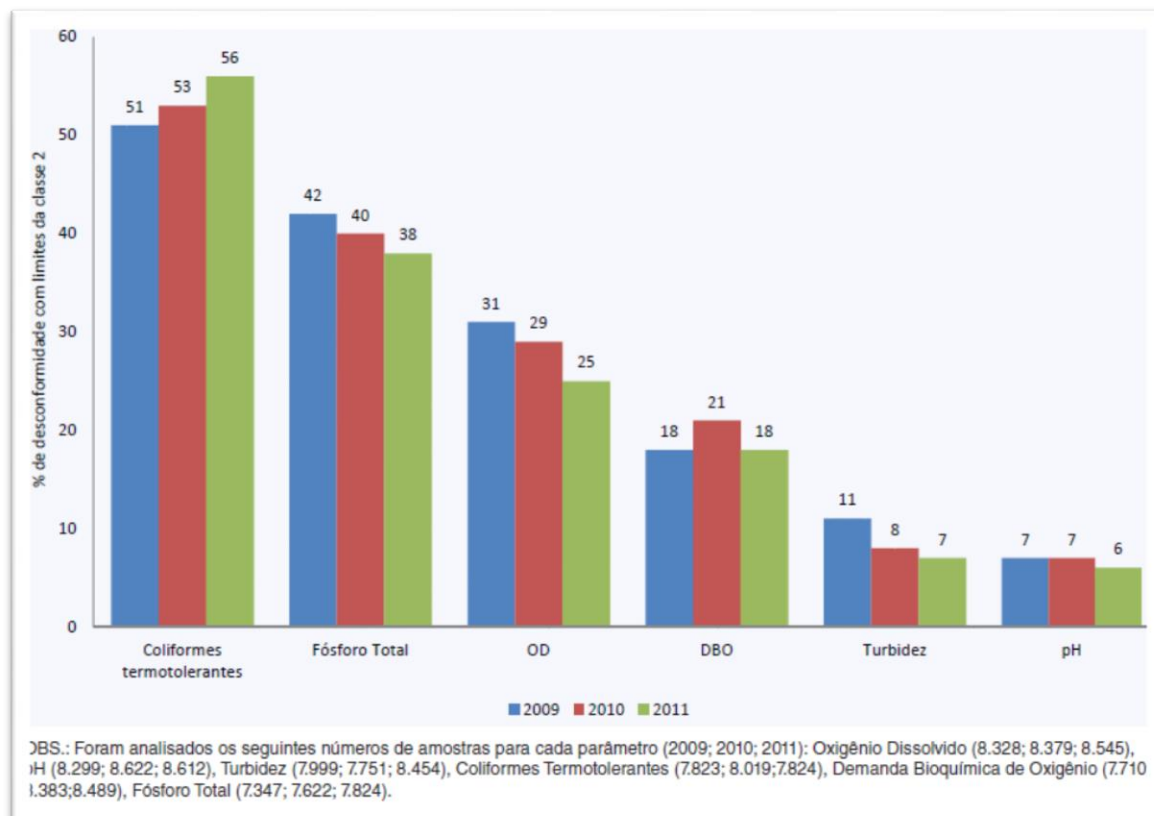
Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2013).

Ao considerar separadamente os parâmetros mais frequentemente monitorados no Brasil para o cálculo do IQA e a frequência com que estiveram em desconformidade com limites estipulados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para os corpos hídricos de classe 2, entre os anos de 2009 a 2011, observa-se que um dos parâmetros de maior peso no cálculo do IQA (coliformes termotolerantes; 0,15) aumentou seu percentual de desconformidade. Os coliformes termotolerantes, juntamente com o parâmetro *fósforo total*, embora este tenha diminuído seu percentual de desconformidade, foram os que apresentaram os maiores

¹⁵¹ Embora as classes tenham sido comparadas entre as duas publicações, a quantidade de pontos monitorados não foi a mesma. No entanto, são os dados disponíveis mais recentes da ANA a respeito do IQA (2015; 2013).

percentuais de desconformidade em relação aos limites estabelecidos para águas de Classe 2, conforme pode ser observado no gráfico 21, a seguir.¹⁵²

GRÁFICO 21 - PERCENTUAL DE RESULTADOS EM DESCONFORMIDADE (CLASSE 2) NOS ANOS DE 2009, 2010 E 2011



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2013).

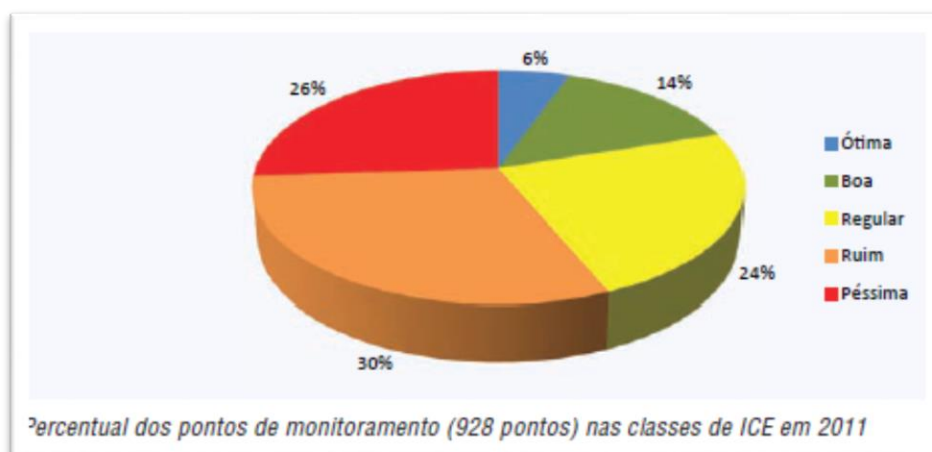
Apesar do IQA ser utilizado amplamente no Brasil e em outros países como indicador da qualidade da água para abastecimento humano, a avaliação da qualidade de água pelo IQA apresenta limitações, uma vez que os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são, em geral, indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, o que exclui da análise outros parâmetros importantes para o abastecimento, tais como substâncias tóxicas (metais pesados, pesticidas, etc.), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água.

¹⁵² Na ausência de legislações específicas de enquadramento, a maioria dos corpos de água do país é enquadrada nesta classe. Pelo que estabelece a Resolução CONAMA nº 357/2005, no artigo 42, “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2 [...] exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente” (BRASIL, 2005).

O IAP, por sua vez, desenvolvido por um Grupo Técnico composto por integrantes da CETESB, SABESP, institutos de pesquisa e universidades, considera os parâmetros do IQA e acrescenta outros que avaliam a presença de substâncias tóxicas (cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel, etc.) e que afetam as propriedades organolépticas da água (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

Já o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) permite uma análise da qualidade da água que considera não apenas as condições atuais dos corpos hídricos, mas as futuras, estabelecidas por metas de qualidade de acordo com as demandas pelos usos dos recursos e as limitações técnicas e econômicas existentes. Por isso, o ICE se diferencia de outros indicadores utilizados, tais como IQA e IET. O gráfico 22, a seguir, apresenta a classificação dos corpos hídricos, conforme o ICE, nos 928 pontos monitorados em 2011.¹⁵³

GRÁFICO 22 - PERCENTUAL DE RESULTADOS EM DESCONFORMIDADE (CLASSE 2) NOS ANOS DE 2009, 2010 E 2011



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2013).

A partir dos dados apresentados pelo gráfico 22, 44% dos pontos analisados, em 2011, encontravam-se em condições *ótimas, boas ou regulares* do ICE, nas quais a qualidade da água ainda é considerada protegida. No entanto, em 56% dos pontos monitorados, as condições apresentadas foram *ruins* (30%) ou *péssimas* (26%), o que sugere uma falta de adequação dos corpos hídricos, na maioria dos pontos analisados, aos padrões de qualidade estabelecidos pelo enquadramento.

¹⁵³ Originalmente desenvolvido no Canadá, o ICE já foi aplicado, no Brasil, na Bacia dos rios Capivari e Jundiá; em águas costeiras do estado de São Paulo; e no documento Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil – 2012 (ANA, 2013). O ICE foi calculado apenas para pontos nos quais ao menos quatro coletas foram realizadas em 2011 (ANA, 2013).

Embora tenha ocorrido uma evolução dos instrumentos de gestão de recursos hídricos nas últimas décadas, com a promulgação da Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o SINGREH, essa evolução é restringida pela falta de padronização de critérios e procedimentos de operacionalização desses mecanismos, bem como pela assimetria que há entre estados no que diz respeito à capacidade técnica para implementação dos instrumentos, o que requer o apoio do governo federal para com os estaduais e municipais. Neste sentido, coloca-se a importância da implantação de programas de efetivação das metas de qualidade estabelecidas pelos instrumentos normativos.

Para fomentar a necessária padronização e o aperfeiçoamento da gestão dos recursos hídricos, apresentam-se como principais programas, em âmbito federal, o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA) e o Programa de Consolidação do Pacto Nacional Pela Gestão Das Águas (PROGESTAO), ambos coordenados também pela ANA, que também lançou os já mencionados PRODES e Programa Produtor de Água.¹⁵⁴ Sob gestão da SNSA, existe o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA). Já o Programa de Desenvolvimento do Setor Água (INTERÁGUAS) é realizado por um conjunto de ministérios, dentre eles os MMA e MC.¹⁵⁵

Apesar dos esforços dos programas em direção ao aperfeiçoamento da gestão e ao uso racional dos recursos hídricos, bem como rumo à padronização do monitoramento da qualidade dos corpos de água, verifica-se um atraso no que diz respeito ao estabelecimento

¹⁵⁴ Os programas mencionados consideram apenas aqueles de âmbito nacional. No entanto, existem iniciativas estaduais que se destacam pela articulação entre os diferentes órgãos e entes federativos, como o Projeto Água Limpa, criado pelo governo estadual de São Paulo, em 2005, e executado em parceria com as prefeituras dos municípios. O programa, fruto de uma ação conjunta da Secretaria Estadual de Saneamento e Recursos Hídricos, do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e da Secretaria Estadual de Saúde, objetiva recuperar a qualidade das águas, melhorar a qualidade de vida dos habitantes dos municípios, bem como os indicadores de saúde pública e de desenvolvimento da cidade. Para tanto, tem como foco a implantação de obras de tratamento de efluentes urbanos, em municípios com até 30 mil habitantes, que não são atendidos pela SABESP. Maiores detalhes do programa disponíveis em: <http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=58%3Aagua-limpa&catid=36%3Aprogramas&Itemid=18>.

¹⁵⁵ O INTERÁGUAS nasceu a partir da necessidade de articulação e coordenação de ações em setores com interfaces, de forma a desenvolver as capacidades institucionais e de planejamento integrado dos setores. O PNQA, por sua vez, estabeleceu-se pela necessidade de ações para aprimoramento e ampliação do monitoramento da qualidade das águas superficiais operadas pelas unidades federativas (UFs), a fim de aumentar a qualidade e a quantidade de dados disponíveis sobre qualidade das águas superficiais no Brasil (ANA, 2013). O PROGESTAO foi criado para incentivar, financeiramente, os sistemas estaduais em suas ações de gerenciamento de recursos hídricos e de fortalecimento institucional, a partir do alcance de metas definidas com base na complexidade da gestão pela UF. As tipologias de gestão variam de A a D, sendo que D representa a pior. A aplicação dos recursos financeiros é exclusiva nessas ações. Já o PNCDA visa promover o uso racional da água de abastecimento público nas cidades brasileiras, mediante implementação de ações e instrumentos para uma efetiva economia dos volumes de água consumidos nas áreas urbanas. As ações abrangem cursos de capacitação de profissionais do setor de saneamento, publicações de documentos técnicos e guias práticos instrutivos, etc.

de uma gestão integrada com outras políticas setoriais. A articulação e a harmonização das políticas de saneamento com as de recursos hídricos, desenvolvimento urbano, etc.; a cooperação entre diferentes entes federativos e a integração de órgãos de distintos setores com competências comuns; bem como a padronização de procedimentos de monitoramento da qualidade de água são questões colocadas como prioritárias tanto para o desenvolvimento do setor em termos técnicos quanto institucionais (NASCIMENTO, HELLER, 2005; CUNHA, 2011; ANA, 2013; UN WATER, 2015).

No que diz respeito ao monitoramento da qualidade no Brasil, é realizado de forma dispersa e não padronizada. Algumas redes estaduais de monitoramento são abrangentes, com coletas frequentes e aferição de diversos parâmetros, ao passo que, em outras, a coleta ocorre uma vez por ano e com medição de poucos parâmetros. Em relação ao enquadramento, instrumento de referência e planejamento para monitoramento da qualidade de água, deve ser atualizado pelas diferentes unidades, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Resolução CNRH nº 91/2008, uma vez que algumas bacias possuem enquadramentos antigos, baseados em instrumentos normativos desatualizados, a exemplo da Resolução CONAMA nº 20/1986 (ANA, 2013).

A ausência de séries históricas mais longas e consistentes, no Brasil, bem como a falta de padronização da classificação de indicadores de qualidade de água (IQA) em âmbito nacional, são fatores que restringem as análises da qualidade de água e dificultam a comparação de dados. Para monitoramento da qualidade de água no Brasil, permanecem como desafios aumentar o número de pontos monitorados; padronizar os protocolos; integrar as informações sobre qualidade de água em âmbito nacional; utilizar novos indicadores. De acordo com a ANA (2013), os parâmetros físico-químicos, por serem medições instantâneas, refletem parcialmente a qualidade da água, no momento da coleta.¹⁵⁶

Apesar da grande disponibilidade hídrica do Brasil, os recursos não estão igualmente distribuídos entre as regiões, havendo aquelas com maior disponibilidade e outras onde a oferta hídrica é menor e a poluição, bem como o número de usuários dos

¹⁵⁶ A utilização de bioindicadores, por sua vez, forneceria um registro da qualidade de água por um período mais longo. Os bioindicadores têm sido adotados em países como Alemanha, França, Espanha, Austrália, Estados Unidos e Inglaterra. Já no Brasil, estudos nesse sentido ainda estão em fase inicial de desenvolvimento, a partir de ferramentas básicas. São realizados, em sua maioria, pelo meio acadêmico. Órgãos gestores de alguns estados, como São Paulo (CETESB), Minas Gerais (IGAM) e Paraná (IAP), já utilizam bioindicadores em seus programas de monitoramento. Entretanto, é importante a ampliação desses instrumentos em nível nacional (ANA, 2013).

recursos, é maior.¹⁵⁷ Nestes casos, a situação crítica em relação à disponibilidade de água deve ser minorada a partir de alternativas tecnológicas e de gestão eficientes, que atendam à demanda por água e evitem conflitos pelo uso do recurso (ANA, 2015).

Essas alternativas, no entanto, não surtirão efeito se não houver uma integração entre órgãos e entes federativos, tanto em relação à articulação da SNSA/MC com outros órgãos (FUNASA/MS; CONAMA/MMA), quanto dos próprios SNSA e SINGREH com entidades de âmbito estadual e municipal, no caso do SINGREH, sobretudo com gestores estaduais de recursos hídricos. A necessária articulação institucional deve considerar as limitações estaduais e municipais em relação à manutenção de um quadro técnico compatível, em termos quantitativos e qualitativos, com a atribuição de suas responsabilidades. Além disso, deve atentar para a descontinuidade político-administrativa, na medida em que isso reflete nos investimentos e nos compromissos firmados.

A proteção dos mananciais também depende da harmonização de diferentes políticas setoriais (saneamento, recursos hídricos, habitação, etc.) e da efetiva aplicação de instrumentos normativos, tais como as resoluções do CONAMA. Da mesma forma, essa aplicação é facilitada pela articulação com órgãos gestores estaduais de recursos hídricos, para que a ANA consiga desempenhar, efetivamente, suas atividades de fiscalização do uso desses recursos, uma vez que a Agência está incumbida das atividades de outorga e fiscalização de corpos de água de domínio da União, independentemente da delegação da outorga.

As demandas de fiscalização decorrentes das outorgas são importantes aspectos da atividade regulatória e influenciam na adequada proteção dos mananciais. Essa adequada proteção, por sua vez, impacta o tratamento de água, etapa fundamental do sistema público de abastecimento. No Brasil, os mananciais não têm sido protegidos de forma adequada, sendo confiada às Estações de Tratamento a plena capacidade de remover substâncias nocivas presentes na água (ANDRADE NETO, 2011). No entanto, as ETAs existentes no país foram projetadas e construídas, em geral, para tratar a água de mananciais menos poluídos, com características diversas das encontradas,

[...] sujeitas a forte interferência antrópica, sem a mínima proteção sanitária. O custo de uma ETA para tratar adequadamente água de mananciais contaminados e fortemente poluídos, com micropoluentes e microcontaminantes de difícil

¹⁵⁷ De acordo com dados da ANA (2013), os recursos hídricos, no território brasileiro, estão concentrados na região Norte (81%), onde vive cerca de 5% da população total brasileira. Já nas bacias junto ao Oceano Atlântico, onde há maior concentração populacional (45,5% da população total), estão disponíveis apenas 2,7% dos recursos hídricos do país.

remoção e patogênicos emergentes, seria altíssimo e insuportável para aplicação em larga escala (ANDRADE NETO, 2011).

De acordo com dados da ANA (2013), entre 2001 e 2011, houve melhoria no tratamento de efluentes, indicada pela tendência de aumento dos valores médios de IQA no período. Apesar da propensão de melhoria na qualidade da água apresentada por pontos monitorados que estavam em uma situação mais crítica, observou-se uma tendência de redução do IQA para outros 8% dos pontos monitorados, o que sugere a necessidade de ações preventivas e de controle para preservação dos recursos hídricos nos pontos em que já se tem água em bom estado.

De modo resumido, embora existam, no Brasil, diversos instrumentos normativos voltados à preservação e à melhoria das águas de superfície e subterrâneas para distintos usos, persistem lacunas na implantação e efetivação desses instrumentos. Neste sentido, alguns dos principais desafios são a falta de harmonização das políticas setoriais e de articulação entre unidades federativas e entre autoridades competentes de diferentes entes federativos, o que leva, por exemplo, a problemas como incompatibilidade entre mecanismos de monitoramento e avaliação da qualidade da água no país.

Por fim, a regulação ambiental, no Brasil, é dificultada, entre outros fatores, pela descentralização e desintegração de órgãos; pela ausência de redes estaduais de monitoramento da qualidade de água em algumas unidades federativas; pela heterogeneidade das redes de monitoramento existentes, em relação ao número de parâmetros analisados e à frequência de coleta; pela ausência de uma rede nacional de monitoramento das águas subterrâneas; e pela qualidade, bem como quantidade, de dados disponíveis sobre as condições dos recursos hídricos. Esses fatores limitam o desenvolvimento do setor de abastecimento, em interface com o de recursos hídricos, não somente quanto à elaboração de instrumentos normativos e à eficácia de implementação das políticas públicas, mas também quanto à capacidade dos órgãos reguladores de efetivar instituições existentes e exercer a atividade regulatória.

5. DISCUSSÃO COMPARATIVA E LIÇÕES PARA O BRASIL

Os desenhos regulatórios variam em virtude dos sistemas de governo dos países e, principalmente, da influência que os sistemas exercem sobre a prestação dos serviços. Por compartilharem o sistema presidencialista, os modelos brasileiro e norte-americano se assemelham. Enquanto na Inglaterra o abastecimento de água é operado por poucas companhias, de propriedade privada, no Brasil e nos Estados Unidos, a operação é fragmentada, com a prestação majoritariamente pública, em âmbito local. Para analisar a regulação do setor de abastecimento de água, no Brasil, em comparação com os modelos inglês e norte-americano, subdividiu-se este capítulo de acordo com os parâmetros comparativos definidos: aspectos estruturais e históricos da regulação no setor; aspectos tarifários e de regulação econômica; aspectos tecnológicos; e ambientais.

5.1 ASPECTOS ESTRUTURAIS E HISTÓRICOS DA REGULAÇÃO NO SETOR

Em termos gerais, a estrutura regulatória do setor de abastecimento, na Inglaterra, é centralizada e bipartite, com a separação funcional entre os órgãos reguladores econômico (OFWAT) e ambiental (DWI; EA), ao passo que as estruturas norte-americana e brasileira são institucionalmente pluralistas, descentralizadas, com responsabilidades repartidas entre órgãos reguladores de âmbitos federativos distintos e participação de diversos intervenientes.

Estas características estruturais da regulação estão relacionadas à forma de provisão dos serviços e, inclusive, às questões históricas pelas quais passou o setor nesses países. O caminho trilhado pela estrutura política e as decisões dos principais atores, acumuladas ao longo do tempo, deixam legados, nem sempre fáceis de se reverter. No Brasil, há um consenso entre diversos autores a respeito do vácuo institucional após o fim do Planasa, no início da década de 1990. Esta lacuna institucional perdurou até que fosse discutido um novo desenho, a fim de orientar a política setorial dos serviços de saneamento no país (CONFORTO, 2000; TUROLLA, OHIRA, 2007; CORREIA, 2008; SOUZA, 2011; MADEIRA, 2010; SOUZA, COSTA, 2013; CARVALHO, SAMPAIO, 2015).

Neste contexto, Souza e Costa (2013) argumentam que o desenvolvimento da política pública brasileira, no setor, foi obstruído em virtude de incertezas decisórias e indefinições institucionais. Os autores esclarecem sobre a noção de dependência de trajetória, segundo a qual as decisões públicas são impactadas por escolhas passadas, e

afirmam que a arena decisória brasileira foi dividida por interesses estadualistas e municipalistas, o que dificultou o consenso sobre pontos fundamentais para a expansão do setor e atrasou as ações pragmáticas que poderiam fazer avançar essa atividade, conforme segue:

[...] O exercício generalizado do veto político pelos dois principais grupos de interesse mantém a incerteza decisória por décadas, afetando negativamente os mecanismos de governança e o financiamento setorial [...] Uma política pública ao iniciar uma trajetória de mudança pode sofrer a obstrução dos arranjos institucionais existentes. A dependência de trajetória explicaria a longa permanência das características institucionais da política pública de saneamento e o sucesso da obstrução sistemática pelos interesses estadualistas às inovações propostas (SOUZA, COSTA, 2013, p. 588).

A obstrução da política pública setorial, em perspectiva histórica, não é exclusiva do Brasil. Na Inglaterra, também houve disputas políticas e as privatizações não ocorreram sem conflito. As autoridades locais questionaram o governo central a respeito da legitimidade da privatização das Autoridades Regionais de Águas (RWA). Neste sentido, pode-se traçar um paralelo entre as RWA inglesas e as CESBs brasileiras. No Brasil, o Planasa minorou o papel dos municípios, ao implantar, a partir do início da década de 1970, um modelo de provisão dos serviços de abastecimento em âmbito estadual (CESBs), o que conferiu às Companhias Estaduais um protagonismo na prestação dos serviços. De forma similar, na Inglaterra, ocorreu a transferência dos ativos, até então de propriedade local, para companhias regionais.

A criação de Autoridades Regionais de Águas fez com que ocorresse uma nacionalização do setor, pois os ativos foram transferidos dos governos locais para as companhias regionais (RWA), cuja administração ficou a cargo da União. A Lei das Águas de 1983 consumou o afastamento das municipalidades da gestão setorial, a partir da restrição de sua participação na composição dos conselhos. A transferência integral de responsabilidades se deu, em 1983, com a total nacionalização do setor. Esse processo ocorreu sem qualquer compensação financeira aos governos locais (TUROLLA, 2002).

Quando as Autoridades Regionais (RWA) começaram a enfrentar problemas, sobretudo financeiros, analisava-se, em 1985, a possibilidade de privatizar o setor. Neste cenário de emergente privatização das RWA, as autoridades locais questionaram o governo central a respeito da legitimidade dessa operação, pois a União se preparava para a venda de ativos que não lhe pertenciam, já que os investimentos tinham sido realizados pelas comunidades locais, que se viam no direito de uma compensação financeira pela transação.

As companhias de saneamento foram negociadas no mercado de capitais em novembro de 1989, independentemente dos questionamentos locais.

As CESBs também passaram por dificuldades financeiras na década de 1980, no entanto, não foram privatizadas e a participação do setor privado, no Brasil, difere substancialmente entre os dois modelos, uma vez que os serviços, na Inglaterra, são prestados por empresas privadas, em sua totalidade, enquanto, no Brasil, a participação privada é bastante baixa (alcança até 5% da população atendida). Enquanto na Inglaterra os aspectos conflituosos estiveram concentrados entre autoridades locais e governo central (nacional), os embates brasileiros ocorreram principalmente entre os governos municipal e estadual pela titularidade dos serviços. Cunha (2011, p. 10) expõe que

No município de São Paulo, os serviços de saneamento básico eram prestados diretamente pelo poder público local até 1870, quando se fez a concessão a um operador privado, a Companhia de Água e Esgotos da Cantareira. Em 1892, o Estado de São Paulo encampou a operação dos serviços [...] Após sucessivas reorganizações administrativas, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), criada em 1973, passou a operar a rede, sem celebrar qualquer contrato de concessão com o município de São Paulo.

Nos Estados Unidos, o movimento se deu na direção inversa à inglesa. Antes da aprovação da Lei de Planejamento de Recursos Hídricos de 1965 (*Water Resources Planning Act*), o governo federal era o principal responsável pela gestão dos recursos hídricos norte-americanos. Nas décadas de 1970 e 1980 ocorreu um processo de descentralização, caracterizado pelo aumento do papel dos estados. O antagonismo principal, no período, deu-se entre o então presidente Carter e os membros pró-desenvolvimentistas do Congresso. Agravou-se no final da década de 1970, de modo que o ambiente de conflito e desconfiança contribuiu para um esforço, por parte do governo federal, de reforçar a transparência na prestação de contas referentes aos programas do setor (VIESSMAN JR, 1982).

As indefinições e disputas políticas, entre outras questões relacionadas a conflitos de interesse, seja em âmbito público (governos de diferentes esferas) ou privado (possibilidade de privatizações) não são exclusivas nem dos países analisados, nem do setor de abastecimento de água. A transparência, a experiência e, sobretudo, a independência dos órgãos reguladores são aspectos fundamentais na resolução de conflitos sem que haja favorecimento de determinado grupo de interesse pela captura do órgão. Os fatores relacionados à transparência, à capacidade regulatória e à autonomia das principais entidades reguladoras dos países estudados serão tratados nos tópicos sobre aspectos tarifários e ambientais, uma vez que as regulações econômica e ambiental, nesses países, são geralmente exercidas separadamente.

5.2 ASPECTOS TARIFÁRIOS E DE REGULAÇÃO ECONÔMICA

No Brasil, calcula-se as tarifas a partir da medição do consumo, por categorias e faixas. Considera-se diversos elementos, dentre eles a capacidade de pagamento do usuário, o custo mínimo necessário para a prestação do serviço em quantidade e qualidade adequadas, etc., o que se assemelha ao modelo norte-americano. Independentemente do modo de regulação de preços e de seu potencial de indução à eficiência, a cobrança se dá mensalmente, por volume de água faturado (R\$/m³), como costuma ocorrer nos Estados Unidos. No Brasil, cobra-se uma tarifa mínima, decorrente de um volume mínimo faturável, o que não é muito usual nos Estados Unidos.

Nos Estados Unidos, é comum a cobrança conjunta de serviços de abastecimento e esgotamento. Os encargos do esgotamento são balizados pela medição do consumo de água, mesmo quando esses sistemas são operados de forma independente. A cobrança conjunta também ocorre no Brasil. Em relação aos subsídios legalmente permitidos e praticados, no Brasil, são comuns os programas de assistência aos cidadãos de baixa renda, como a prática de tarifas inferiores (tarifas sociais), subsidiadas por outras classes socioeconômicas dos usuários dos serviços. As tarifas subsidiadas em função das condições socioeconômicas dos usuários, embora ocorram nos Estados Unidos, não são usualmente adotadas pelas companhias de abastecimento (IAW, 2014; AWWA, 2016a).

No Brasil, como nos Estados Unidos, a gestão dos recursos hídricos é descentralizada e a regulação de preços, no setor de abastecimento, pode ocorrer em âmbito local ou estadual, por agências municipais ou estaduais. O formato predominante de regulação econômica, no Brasil, é o de agências reguladoras estaduais, enquanto, nos Estados Unidos, a regulação ocorre, principalmente, em nível local. No entanto, destaca-se também a atuação das *public commissions* norte-americanas, que exercem a atividade em âmbito estadual. As agências estaduais brasileiras e as *commissions* norte-americanas se assemelham no sentido de que possuem, em comparação com a maioria dos governos locais, maiores capacidades, técnica e institucional, para exercer a atividade regulatória.

No contexto norte-americano, um ponto positivo do sistema tarifário é a proteção de todos os usuários, inclusive menores, por meio de transparência e participação nos processos decisórios. Os usuários são notificados sobre alterações dos sistemas e podem apelar diretamente para os reguladores, porque a própria *commission* possui uma estrutura interna para isso, composta pelos *ratepayer advocates* (MARQUES, 2011). As *commissions*,

por suas características, possuem maior independência do que as demais agências governamentais. A *commission* da Califórnia, por exemplo, dispõe de uma equipe selecionada por suas competências técnicas, com longos mandatos e de difícil demissão, o que facilita sua independência. No entanto, as *commissions* só atuam acima de um patamar mínimo de dimensão e regulam, frequentemente, operadores privados.

No Brasil, argumenta-se que as agências reguladoras desempenham um papel precário e que, dada a precariedade da estrutura regulatória, os contratos de concessões entre CESBs e municípios, titulares dos serviços, são incompletos quanto à definição de metas; de aspectos tarifários e quanto à transparência do mecanismo de subsídios cruzados, o que aumentaria sua possibilidade de captura e se traduziria na diminuição do controle, de fato, sobre a prestação dos serviços (SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2006; CORREIA, 2008). A determinação do preço das tarifas de água é uma tarefa sujeita a lobby por grupos de interesse nos três países. O controle de preços, nos Estados Unidos, sofre interferência de alguns fatores, tais como a responsabilidade pela gestão dos ativos (pública ou privada) e a influência política de associações importantes, como a *American Water Works Association* (AWWA).

Os principais métodos existentes de regulação de preços são: por taxa de retorno e por limite de preço (*price cap*), oriundos dos Estados Unidos e da Inglaterra, respectivamente. O modelo de tarifação mais antigo, e bastante difundido, é o norte-americano, também denominado custo de serviço, “a custo contábil”, “a custo histórico” ou, ainda, “a taxa de retorno fixa” (ARAÚJO, s/d). No Brasil, o modelo de fixação tarifária segue, majoritariamente, o norte-americano. No entanto, argumenta-se que a regulação econômica por taxa de retorno constitui um método tarifário com mecanismos incipientes de estímulo à eficiência.

Soma-se a isso o fato de que as agências reguladoras estaduais de saneamento básico, no Brasil, começaram a ser criadas no final da década de 1990 e, em sua maioria, são dos anos 2000, com experiência regulatória ainda incipiente. As *commissions* norte-americanas, por sua vez, são institutos mais antigos, criados no início do século XX, para regular SUPs como transportes e saneamento. As *commissions*, já em meados de 1930, adquiriram autoridade regulatória abrangente a respeito da fixação tarifária e da qualidade dos serviços (JONES, 2006).

Já o modelo de regulação econômica inglês é caracterizado por apenas um órgão (OFWAT), criado em 1989, que centraliza as decisões e atua de forma independente. Além

disso, o método inglês de fixação de tarifas induz à eficiência, ao introduzir mecanismos como o *price cap* e o *yardstick competition*, que envolve a comparação do desempenho das companhias considerando parâmetros de custos; níveis de serviços; queixas e necessidades dos consumidores; etc. O *yardstick competition* é importante, principalmente, em um contexto de fragmentação da prestação de serviços e de significativas diferenças na performance individual das companhias, como ocorre no Brasil.

Barbosa e Brusca (2015, p. 98), entre outros defensores do *price cap* como indutor à eficiência, argumentam que “*The empirical results for England and Wales show that Ofwat's price cap had the largest effect and improved performance in the sector*” e que os resultados, para os Estados Unidos, sugeriram que o *price cap*, quando adotado, implicava em tarifas mais baixas do que o método da taxa de retorno. No Brasil, no entanto, além das características tarifárias serem semelhantes às norte-americanas, em muitos casos há uma negociação direta com o município ou com as agências reguladoras, que nem sempre têm um sistema tarifário definido, o que possibilita certa debilidade no controle da rentabilidade das companhias.

Neste contexto, a regulação econômica brasileira pode aprender com o modelo inglês, tanto a respeito da efetividade das decisões de um órgão regulador econômico centralizador e fortalecido (OFWAT), quanto em relação aos possíveis ganhos de eficiência a partir da adoção de instrumentos de fixação tarifária similares aos ingleses. A Lei Federal nº 11.445/2007, por meio de seu artigo 38, introduziu mecanismos semelhantes aos praticados na Inglaterra, como o *yardstick competition*, ao estabelecer que as revisões tarifárias periódicas objetivam a distribuição de ganhos de produtividade com os usuários e que “§ 2º Poderão ser estabelecidos mecanismos tarifários de indução à **eficiência**, inclusive **fatores de produtividade** [...] § 3º [...] definidos com base em indicadores de **outras empresas** do setor” (BRASIL, 2007, grifo nosso).

Apesar da lei ter introduzido a competição comparativa e ter representado um avanço em relação ao estabelecimento de diretrizes tarifárias, ela não impõe um desenho institucional único e o modelo brasileiro de fixação de preços dos serviços de abastecimento de água permite a utilização de instrumentos relacionados ao sistema inglês de regulação de preços (*price cap*, *yardstick competition*) e ao modelo norte-americano de tarifação por taxa de retorno. Neste sentido, identifica-se, no Brasil, outra similaridade em relação aos Estados Unidos: “*differences in regulation imply that there are also different criteria for setting tariffs*” (BARBOSA, BRUSCA, 2015, p. 96).

No Brasil, como nos Estados Unidos, pode-se desenvolver a regulação econômica quanto a uma maior uniformidade no processo de fixação tarifária, considerando a fragmentação do setor. Sob este aspecto, aprende-se com a experiência inglesa, que induz as companhias aos ganhos de produtividade e, concomitantemente, não estimula os cidadãos ao uso irracional dos recursos hídricos, em comparação com os Estados Unidos, cujo consumo de água ultrapassou, no ano de 2013, a faixa de 400 litros per capita por dia. No Brasil e na Inglaterra, esse consumo foi inferior a 200 litros diários per capita, conforme apresentado no gráfico 14 (IWA, 2014).

A discussão sobre a estrutura de regulação econômica brasileira, para além da questão outrora debatida sobre poder concedente, e da responsabilidade de gestão e operação dos serviços (administração pública *versus* privada), deve considerar elementos que podem distorcer a alocação dos recursos, como os subsídios cruzados, bem como o papel dos instrumentos de incentivo à eficiência, em prol do compartilhamento dos ganhos de produtividade com os usuários, em um cenário de fragmentação dos serviços e de efeitos de aprendizagem ainda incipientes das agências reguladoras.

5.3. ASPECTOS TECNOLÓGICOS

No Brasil, o paradigma tecnológico predominante para garantir a qualidade da água para abastecimento urbano é o tratamento de água. No país, esse processo é realizado a partir de partir de tecnologias já dominadas e consolidadas, com predomínio do tratamento convencional (PERSPECTIVAS, 2014). Uma importante tendência tecnológica dos sistemas de abastecimento brasileiros se refere ao aprimoramento das técnicas de micro e macro medição com vistas à redução de perdas de água, uma vez que o índice de perdas constitui uma variável importante para avaliar a eficiência das companhias de abastecimento de água e o cenário brasileiro aponta para índices de perdas muitas vezes elevados, escassez hídrica e alto custo de energia elétrica, fatores que afetam a saúde financeira das companhias (BRASIL, 2016).

No Brasil, o índice de perdas, para todo o conjunto de prestadores de serviços foi, em 2014, de 36,7%. Embora seja reconhecida a importância da gestão das perdas de água, o índice de perdas no país não sofreu alterações significativas de 2004 a 2014. Manteve-se estável entre 2004 e 2005; 2010 e 2011; 2012 e 2013, tendo permanecido, até 2009, na faixa acima de 40%. A partir de 2009, houve reduções e os valores se situaram abaixo dos 40%,

com modestas alterações até 2014. São valores altos quando comparados com países como Alemanha e Japão, que reduziram suas perdas para aproximadamente 10%; Austrália e Nova Zelândia, que conseguiram romper o patamar inferior a 10%; e Estados Unidos. Em 2014, nenhum estado brasileiro conseguiu alcançar índices inferiores a 20% (BRASIL, 2016).

Nos Estados Unidos, não existe uma política abrangente, em âmbito institucional federal, que delimite uma quantidade aceitável de perdas de distribuição no processo de abastecimento público de água. No entanto, o *AWWA's Leak Detection and Accountability Committee*, em 1996, recomendou uma quantidade de perda de água inferior a 10%, além da apresentação das perdas em volume, em vez de em termos percentuais (AWWA, 1996). Apesar da falta de diretrizes nacionais abrangentes quanto ao assunto, a maioria dos estados possui regulamentos que tratam do excesso de perdas de distribuição. As políticas variam entre os estados, mas a maioria delimita valores que vão de 10% a 15% como o máximo aceitável para a quantidade de água perdida (EPA, 2010).

Como não há requisitos regulamentares nesse âmbito em nível nacional e os dados, expressos em percentual, variam entre estados, torna-se difícil chegar a conclusões mais globais para a nação. Enquanto muitos estados não registram suas perdas, dois deles se distinguem pelo avanço em seus programas de controle de perdas: Califórnia e Geórgia. Na Califórnia os índices são de aproximadamente 10%, enquanto a Geórgia possui dados inferiores a 10%. Já em Wisconsin, os percentuais variam de 15 a 25% (EPA, 2010; CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY, 2014). Rui Cunha Marques (2011) afirma que não existem dados rigorosos para as estimativas de perdas de água nos Estados Unidos. As tentativas de coleta de dados sistematizados sobre perdas de distribuição, em âmbito nacional, para além de estudos regionais ou estaduais, reiteram a dificuldade de encontrar dados, apontada por Marques.¹⁵⁸

Apesar dos esforços estaduais quanto à gestão das perdas de água; da existência, na maioria dos estados, de instrumentos operacionais e normativos sobre as perdas; e do empenho das UFs e das associações para fazer cumprir os requisitos normativos, permanecem importantes desafios, principalmente relacionados à uniformidade das políticas de gestão de perdas de água entre diferentes regiões norte-americanas. Beecher (2002)

¹⁵⁸ Não foram encontrados, pela autora, dados detalhados de perdas anuais de distribuição, em âmbito nacional, expressos em porcentagem. Após esforços de busca em diversos documentos da EPA, do Natural Resources Defense Council (NRDC) e da AWWA, o mais próximo desses dados que foi possível encontrar foi para um dos territórios dos Estados Unidos (Porto Rico), como apresentado no gráfico 10. Neste gráfico, os dados foram expressos em galões, cada um equivalente a aproximadamente 3,78 litros.

aponta que, em nenhuma das jurisdições estudadas por ela, foram encontrados mecanismos que impusessem sanções aos sistemas que não cumprissem os requisitos. Já em estudo realizado pelo Center For Neighborhood Technology (2012), sobre o controle de perdas em estados da região dos Grandes Lagos, identificou-se sérios desafios nos sistemas de abastecimento da região.¹⁵⁹

Na Inglaterra, a gestão de perdas é um assunto que tem chamado a atenção no cenário político do setor. A ocorrência de vazamentos nas redes de abastecimento e o nível em que seus reparos se tornam economicamente inviáveis são questões muito debatidas, por conta da infraestrutura antiga das redes (em Londres, mais da metade das redes de abastecimento possui acima de cem anos e cerca de 30% mais de 150 anos); do alto custo dos desperdícios e do uso sustentável dos recursos. Apesar de não existirem requisitos técnicos quanto ao assunto em âmbito europeu, os problemas decorrentes do envelhecimento das redes têm sido cada vez mais relevantes (BRIDGEMAN, 2011; EEA, 2014).

Na Inglaterra, o setor tem assistido a uma importante melhoria quanto à gestão das perdas nos últimos anos. Na Inglaterra e no País de Gales, a partir dos valores registrados em 1994-1995, houve uma redução de aproximadamente 30% nos vazamentos, em 2006-2007 (OFWAT, 2006). Em 2010-2011, as perdas de distribuição equivaleram, nesses países, a 2.559 megalitros de água por dia (Ml/d), o que representa uma diminuição de 34% entre os anos de 1995 a 2007 (DEFRA, 2013). Apesar dessa redução ser considerada um sucesso, o volume de perdas de água é significativo e o problema dos vazamentos permanece como desafio para as companhias de abastecimento inglesas (BRIDGEMAN, 2011).¹⁶⁰ O regulador econômico (OFWAT) define metas de perdas para cada companhia, a fim de lidar com a questão.

No Brasil, os índices elevados de perdas podem ser explicados, entre outros fatores, pela incipiente regulação dos serviços e pelo aprimoramento das técnicas de micro e macro medição. De acordo com Nascimento e Heller (2005), são necessários desenvolvimentos tecnológicos em questões como recuperação de redes envelhecidas, campo em que há

¹⁵⁹ A média de idade da tubulação dos sistemas é de 50 anos e os vazamentos foram estimados em 66.5 bilhões de galões de água por ano (equivalente à perda anual de 251,73 bilhões de litros), o que seria suficiente para abastecer 1,9 milhões de cidadãos norte-americanos por ano (EPA, 2014). Os 55 prestadores de serviços que responderam à pesquisa, em conjunto, servem quase 500 municípios e uma população de cerca de 9,8 milhões de pessoas, com uma infraestrutura de abastecimento de água que inclui mais de 63.000 milhas de tubo (aproximadamente 101.388 Km) (CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY, 2012).

¹⁶⁰ Assumindo-se um consumo médio diário de 150 litros, os níveis de vazamento corresponderam, em 2011, à necessidade diária de aproximadamente 22,8 milhões de pessoas (BRIDGEMAN, 2011).

oportunidades para inovação em materiais e métodos que podem apresentar benefícios em termos econômicos e operacionais.

Comparações precisas de dados sobre perdas de água entre os países foram inviáveis, uma vez que não foram encontrados, nesse âmbito, dados uniformizados. Na Inglaterra, em série histórica, os dados obtidos estão expressos em números absolutos. Já no Brasil, os dados são mais recentes e estão apresentados em termos percentuais. Nos Estados Unidos, por sua vez, não foram encontradas estimativas nacionais e os dados obtidos por estado estão expressos em percentual de perdas. No entanto, pode-se dizer que há muito o que ser desenvolvido ainda, no Brasil, para lidar com as perdas, inclusive quanto à tecnologia de controle de pressões.

Em relação aos esforços de pesquisa e à inovação no setor, nas últimas três décadas, a rica base de dados gerados se concentrou em países desenvolvidos. Houve um longo caminho de suporte público à realização de pesquisas ambientais nos Estados Unidos, como em outros países em condição semelhante de desenvolvimento econômico. Os Estados Unidos possuem longa tradição de realizar pesquisas básicas em laboratórios nacionais, que são de propriedade do departamento de energia norte-americano (*U.S. Department of Energy* - DOE), mas operados por empresas privadas ou universidades. A maioria das pesquisas ambientais realizadas nessas instalações é financiada pelo DOE e por outros órgãos federais norte-americanos (JAFFE *et al.*, 2005).

No Brasil, o governo federal é o principal financiador das pesquisas sobre saneamento básico. O governo estadual, exceto os mais desenvolvidos como São Paulo, os municípios e a iniciativa privada não aportam recursos significativos. De forma similar aos Estados Unidos, no Brasil, a pesquisa é realizada nas universidades e têm sido cada vez mais frequentes as parcerias entre universidades e empresas atuantes no setor, incluindo empresas privadas prestadoras de serviços, fabricantes de equipamentos e até mesmo as CESBs (ANDRADE NETO, 2011). No Brasil, as pesquisas no setor foram impulsionadas por um esforço crescente nos anos 2000.¹⁶¹ Apesar disso, em 2005, não havia uma política definida

¹⁶¹ Quando foram implantados programas de fomento à pesquisa, a exemplo do PROSAB e do CTHIDRO, em âmbito dos Fundos Setoriais. Além desses, destacou-se na época o Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento do Departamento de Engenharia de Saúde Pública (DENSP), da Funasa, que teve seu último edital lançado em 2011, de acordo com informações do sítio da Funasa (BRASIL, 2012). Para Andrade Neto (2011), a falta de um fundo setorial específico para o setor dificultou o aporte de recursos para pesquisas em saneamento básico no Brasil. As tentativas de implementação de um fundo específico não foram exitosas, segundo o autor, em virtude de dificuldades legais e burocráticas. De modo geral, as companhias desenvolvem pesquisas para atender às próprias demandas e poucas delas contribuem significativamente para avanço do

em prol da estruturação dessas pesquisas no país. O PROSAB foi, durante 12 anos, o principal programa de fomento à pesquisa no setor, tendo sido finalizado pela FINEP, em 2010. Existem programas que visam fomentar a necessária padronização e o aperfeiçoamento da gestão dos recursos hídricos no país, no entanto, em termos de P&D, o setor carece de uma política de pesquisas contínua e bem estruturada (ANDRADE NETO, 2011; ANA, 2013).

Nem no Brasil, nem nos Estados Unidos, foram encontrados dados recentes sistematizados sobre investimentos em P&D, especificamente no setor, em perspectiva histórica, sobretudo para comparação com outros países. De acordo com dados publicados pela EPA (2002) sobre dispêndios com P&D, associados à redução da poluição hídrica, entre o início dos anos 1970 e final dos anos 1990, houve uma tendência de queda de investimentos, tanto privados quanto públicos. Esses dispêndios foram reduzidos pela metade no período considerado. Na Inglaterra, a Cave Review (2009), importante estudo sobre concorrência e inovação no setor, encomendado pelos governos inglês e galês, esclareceu que qualquer análise de registros do setor sobre inovação é prejudicada pela falta de dados, no entanto, algumas evidências puderam ser obtidas.

O setor inglês enfrenta uma série de necessidades relacionadas à inovação. Apesar disso, investiu-se, no final dos anos 2000, menos em P&D do que no final da década de 1980, período da privatização (1989). Os investimentos das companhias do setor em P&D, ao longo da década de 1990, mantiveram-se relativamente estável, tendo declinado de forma acentuada e contínua após o final da década. O valor real registrado dos investimentos em P&D variou de £ 45 milhões por ano, no início da década de 1990, a £ 18 milhões no final dos anos 2000 (CAVE, 2009).¹⁶²

Os gastos com P&D pelas companhias equivaleram a 0,3% do volume de negócios da indústria, entre 2004 e 2005, o que deve estar relacionado, inclusive, à falta de concorrência no setor, diferentemente de outros serviços de utilidade pública (SAINSBURY, 2007). A London Economics (2009) apresentou que a porcentagem da receita investida pelas companhias britânicas de abastecimento e esgotamento em P&D, em 2008, variou bastante (0,02% a 0,66%), conforme apresentado na Tabela 1. Já em 2011-2012, as receitas totais das companhias de abastecimento e esgotamento, na Inglaterra e no País de Gales, atingiram

conhecimento, destacando-se a SABESP, a CAESB, a EMBASA e a SANEPAR, por exemplo (ANDRADE NETO, 2011).

¹⁶² “[...] *In real terms, the amount of reported operational expenditure on research and development has fallen from £45 million a year in the early 1990s, to £18 million today*” (CAVE, 2009, p. 103).

quase £10 bilhões, tendo sido investido, em P&D, apenas £12.7 milhões do total, o que equivaleu a aproximadamente 0,13% das receitas.¹⁶³

A Cave Review (CAVE, 2009, p. 6) apontou para a variação quanto aos esforços em P&D pelas companhias do setor, conforme descrito a seguir: “*While many companies see research and development as an important driver of their business, support for such activity, is very variable*”. Ao comparar a realização de investimentos em P&D no Reino Unido com países como Austrália, Alemanha, Holanda e Estados Unidos, o documento apontou para um baixo esforço de pesquisa, com conseqüente redução da capacidade inovativa da indústria britânica nos últimos anos. O documento apresentou que os gastos do setor com P&D são relativamente baixos em comparação com outros serviços de utilidade pública, tanto no Reino Unido quanto no exterior. A indústria recebe pouco apoio governamental para P&D, em comparação com outros setores regulados.¹⁶⁴

No setor de abastecimento de água inglês, são limitadas as possibilidades de desenvolvimento de novas tecnologias, dadas as características do setor: avesso ao risco, altamente regulado, conduzido por normas cada vez mais rigorosas, executadas em prazos considerados curtos (5 anos) para a realização de investimentos em infraestrutura. As companhias, neste ambiente, tornaram-se relutantes em investir em inovação em virtude da pressão do órgão regulador sobre os preços das tarifas, com a redução das contas para os consumidores, ao passo que a tecnologia convencional removeria a incerteza financeira quanto ao retorno dos investimentos (SAINSBURY, 2007; BRIDGEMAN, 2011).

A Cave Review (CAVE, 2009) destacou o papel da regulação econômica no desenvolvimento de novas tecnologias e recomendou mudanças na dinâmica regulatória. O grau de inovação no setor inglês é determinado, prioritariamente, pelo sistema estabelecido pelo órgão regulador econômico (OFWAT). A abordagem desse órgão permite que os consumidores obtenham parte dos ganhos de eficiência das companhias, porém dificulta a

¹⁶³ GRIFFITH, Fiona; GORDON, Craig. Innovation in the Water Sector. **Cleantech Magazine**. Londres, 2012. Disponível em: < <http://www.cleantechinvestor.com/portal/watertech/11350-innovation-in-the-water-sector.html>>. Acesso em: 03 jul. 2016.

¹⁶⁴ “[...] *International data providing suficiente comparison relating to research and development by water sector was unavailable to the Review. However, by looking at the combined gas, water and multi-utilities sector, the Department of Universities, Innovation and Skills found that in the UK research and development spending and multi-utilities sector was 0.29 per cent of turnover. This is roughly 40 per cent below the worldwide average for gas, water and multi-utilities of 0.49 per cent. It is also considerably below the UK national average level of research and development spend for all industries, which is 1.7 per cent*” (CAVE, 2009, p. 103).

realização de investimentos em inovações arriscadas, mas potencialmente valiosas.¹⁶⁵ A falta de alinhamento entre os diversos atores envolvidos na provisão e na regulação dos serviços (companhias de abastecimento, reguladores, governo) limitaria a capacidade do setor inglês de explorar inovações tecnológicas, o que também ocorre no Brasil.¹⁶⁶

Na Inglaterra, o favorecimento de determinadas tecnologias, em detrimento de outras, apresentou oportunidades, ao passo que produziu consequências relacionadas às decisões de investimentos, especialmente em termos de capacidade das infraestruturas, o que produziu tensões consideráveis para os sistemas regulatórios (LODGE, STERN, 2014). O UK Water Industry Research, órgão estabelecido pelas companhias para condução de pesquisas de comum interesse no setor, apontou que os incentivos à inovação se limitariam à redução de perdas e à manutenção da qualidade da água potável. Questões que trariam benefícios a longo prazo, como eficiência energética, não seriam tão enfocadas, ser-lhes-ia atribuída uma prioridade bem inferior, apesar das altas despesas que as companhias teriam, em 2006, com energia (SAINSBURY, 2007).

No Brasil, a eficiência e o desenvolvimento tecnológico são princípios legais na prestação de serviços de abastecimento de água. A Lei Federal nº 11.445/2007 estimula, em seu artigo 29, § 1º, inciso VII o “uso de tecnologias modernas e eficientes, compatíveis com os níveis exigidos de qualidade, continuidade e segurança na prestação dos serviços” e define, em seu artigo 49, como um dos objetivos da Política Federal de Saneamento Básico, “IX - fomentar o desenvolvimento científico e tecnológico” (BRASIL, 2007).

A respeito do desenvolvimento tecnológico e dos níveis de eficiência das companhias brasileiras do setor, estudos que buscaram analisar como esses níveis estão relacionados à regulação econômica e discutiram sobre a viabilidade de implementar mecanismos comparativos (*yardstick schemes*) concluíram que, embora fosse possível alcançar maior produtividade no setor, a viabilidade de implementação desses mecanismos e a eficiência das companhias foi restringida pela estrutura regulatória brasileira e pela falta de uma adequada regulação econômica.¹⁶⁷ Ademais, argumentaram que a regulação no setor

¹⁶⁵ Neste sentido, a introdução de elementos de competição em parte da cadeia é vista como benéfica, uma vez que incentivaria o processo inovativo e reduziria custos, mas exigiria, inclusive, a adesão pelo OFWAT, considerando-se que isso alteraria a dinâmica do mercado e de sua regulação.

¹⁶⁶ O UK Water Industry Research (UKWIR, 2007), ao examinar o padrão de investimentos em P&D, concluiu, em 2006, que existia uma falta de alinhamento entre os diversos atores envolvidos na provisão e na regulação dos serviços (companhias de abastecimento, reguladores, governo). Esse desalinhamento limitaria a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas para atender de forma sustentável às necessidades futuras.

¹⁶⁷ Tupper e Resende (2004) tiveram por objetivo avaliar a eficiência de 20 CESBs no período entre 1996–2000 para, então, discutir sobre a viabilidade de implementar mecanismos comparativos (*yardstick schemes*).

não estimulou avanços na fronteira tecnológica, uma vez que não incentivou ganhos de produtividade.

Estes estudos foram conduzidos, no entanto, pouco antes da promulgação da Lei Federal nº 11.445, de 2007 (TUPPER, RESENDE, 2004; SEROA DA MOTTA, 2004; SEROA DA MOTTA, MOREIRA, 2004; 2006). Apesar disso, pesquisas recentes que avaliaram o desempenho de empresas brasileiras, com base na estrutura regulatória ao qual estão atualmente sujeitas, apontaram para uma realidade em que o desempenho regulatório ainda não assegura aos regulados maiores níveis de eficiência, pelo contrário, a efetividade da atividade regulatória permanece fraca (CARVALHO, SAMPAIO, 2015) e os subsídios cruzados são, possivelmente, fatores originários da dispersão de ganhos de eficiência no setor (FERRO *et al.*, 2014).

No Brasil, embora haja estímulo legal à utilização de tecnologias modernas e à eficiência, há muito a ser desenvolvido no setor. Em termos tecnológicos, para reduzir a pressão sobre os recursos hídricos e assegurar a continuidade do abastecimento público de água, incluem-se esforços em relação ao controle de perdas; à otimização do uso e reúso da água; ao aperfeiçoamento dos sistemas prediais de aproveitamento de água de chuva, etc. Avanços em P&D têm ocorrido especialmente nas áreas de tratamento de água e esgotos. A quebra de entraves burocráticos, inclusive, é fundamental para o desenvolvimento tecnológico do setor.

Há uma distribuição heterogênea dos recursos hídricos brasileiros, o que ocorre também na Inglaterra (STERN, 2010; ANA, 2015). Neste sentido, os dois países podem aprender a partir da experiência norte-americana de compartilhamento de ativos, interconecção de redes e negociação de água em larga escala (*common ownership/physical connection/water trading*). Em termos operacionais e tecnológicos, a operação conjunta constitui uma importante dimensão estrutural do setor norte-americano, apesar de sua fragmentação.

A respeito dos esforços de redução de perdas nos sistemas, o Brasil pode aprender com as experiências inglesa e norte-americana. Nos Estados Unidos, embora o controle de perdas de distribuição não seja uniforme entre as UFs, as perdas, geralmente, situam-se entre

Seroa da Motta (2004), ao analisar o desempenho de empresas de saneamento, enfocou políticas tarifárias e órgãos reguladores. Seroa da Motta e Moreira (2004; 2006) investigaram como a ausência de regulação tarifária dissipou ganhos de eficiência no setor. Cabe esclarecer que os estudos de Tupper e Resende (2004), Seroa da Motta (2004) e Seroa da Motta e Moreira (2004; 2006) foram realizados antes da promulgação da Lei 11.445/2007.

10% a 15%, patamares bem inferiores aos brasileiros. Atenta-se também para o fato de que os Estados Unidos, juntamente com a Alemanha, foram os países mais ativos em registros de patentes relacionadas ao tratamento de água e esgoto, entre 2000 e 2006. No que tange apenas à coleta de água, a quantidade de patentes solicitadas para registro, nesse período, foi significativamente inferior, equivalendo a um total global de 57 pedidos efetuados por oito países, dentre os quais os Estados Unidos estavam em terceiro lugar, com sete registros (LONDON ECONOMICS, 2009).

A partir dos dados da London Economics (2009), pode-se dizer que os Estados Unidos, entre os anos de 2000 e 2006, estiveram mais ativos em seu grau de registrar patentes, estejam elas relacionadas ao tratamento de água e esgoto ou à coleta de água. Em ambos os casos, no entanto, o país manteve posições de liderança. Apesar disso, questões de ordem política e institucional fizeram com que o desenvolvimento da tecnologia norte-americana enfrentasse impasses, inclusive para manter padrões de uniformidade entre UFs, como ocorre no Brasil.

Por fim, as regulações brasileira e inglesa, seja pela falta de alinhamento entre os agentes envolvidos na provisão e na regulação dos serviços, seja por outros motivos, têm limitado a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas. Por outro lado, no ambiente regulatório norte-americano, o avanço tecnológico dos Estados Unidos não costuma ser acompanhado pelas instituições, dado que a evolução técnica requer um sistema (órgãos reguladores, políticos) preparado lidar com mudanças na dinâmica tecnológica. Uma estrutura regulatória unificada é crucial para a inovação. Permanecem como importantes desafios, tanto para representantes políticos como para órgãos reguladores, no Brasil e na Inglaterra, estimular o desenvolvimento tecnológico e, nos Estados Unidos principalmente, viabilizar a aplicação dos resultados das pesquisas realizadas no cotidiano dos cidadãos.

5.4. ASPECTOS AMBIENTAIS

Existe uma importante interligação entre aspectos de ordem econômica, tecnológica e ambiental. A adoção de uma nova tecnologia modifica a dinâmica econômica, ao permitir, por exemplo, ganhos de eficiência, que, quando repassados ao consumidor, costumam alterar seu comportamento em relação ao uso dos recursos naturais. As políticas e diretrizes ambientais devem considerar a interação entre esses elementos. A regulação ambiental deve

atentar para os fatores socioeconômicos, a partir de dada tecnologia, que se altera no decorrer do tempo.

O ambiente regulatório inglês, por motivos distintos, limitou a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas e isso influenciou questões de ordem ambiental. Observou-se, por exemplo, que o alcance dos padrões ambientais de uma importante diretiva europeia (*Water Framework Directive*), com a base tecnológica dos anos 2000, implicaria em um consumo energético e uma emissão de gases de efeito estufa quadruplicados até 2030, além de um aumento de 50% no uso de produtos químicos para tratamento de água (CAVE REVIEW, 2009). Apesar disso, puderam ser percebidos significativos avanços na qualidade da água potável e nos serviços de saneamento após a privatização das companhias inglesas, melhorias oriundas, inclusive, de investimentos de capital e da redução de ineficiências.

Na Inglaterra, os órgãos reguladores dos SUPs, estabelecidos a partir da década de 1980, tinham funções claramente econômicas, inicialmente.¹⁶⁸ Em face da emergência de importantes questões ambientais, expandiram-se os objetivos regulatórios, com a incorporação de assuntos ambientais ao novo escopo. A preocupação crescente com a política ambiental levou ao desenvolvimento de órgãos reguladores ambientais, na década de 1990, e tornou explícitas as exigências ambientais, que cresceram significativamente ao longo dos últimos 15 anos (STERN, 2010). Em 1998, o governo inglês publicou propostas direcionadas à revisão da regulação dos SUPs e a mudanças, o que culminou no ingresso de atribuições relacionadas ao Desenvolvimento Sustentável no escopo de trabalho do OFWAT, regulador econômico inglês.¹⁶⁹

O então diretor geral do OFWAT, Ian Byatt, argumentou sobre a importância da qualidade ambiental, mas ponderou sobre os custos das ações ambientais sobre determinados grupos de consumidores. Byatt respondeu ao Comitê que as funções quanto à promoção do Desenvolvimento Sustentável melhor repousavam na agenda governamental. Já no mandado de Philip Fletcher, em 2000, o OFWAT ficou encarregado de assumir obrigações ambientais, uma vez que o *Water Act* de 2003 continha a especificação de tais deveres, ao estabelecer que, para proteger o interesse de consumidores atuais e futuros e para assegurar às

¹⁶⁸ Tinham como principais funções proteger o interesse dos consumidores e desenvolver a competição, se possível, ou agir a favor de mecanismos substitutivos dela, tais como a limitação dos preços das tarifas, em mercados nos quais a competição é dificultada, como nos casos de monopólio natural.

¹⁶⁹ A atribuição de novos deveres ao OFWAT representou, para alguns, uma desvirtuação de seu principal objetivo, enquanto foi vista, por outro ângulo, necessária ao setor. A ideia do compromisso do OFWAT com o Desenvolvimento Sustentável remonta, portanto, a meados de 2000, quando o Comitê de Auditoria Ambiental assinalou que órgão não deveria subestimar a importância dos investimentos em qualidade ambiental devido às pressões sobre as tarifas.

companhias condições de financiar suas atividades, o órgão deveria calcular tarifas considerando objetivos voltados ao Desenvolvimento Sustentável, mudanças que seriam implementadas em 2006 (OWEN, 2006).

Na Inglaterra, após as privatizações e a atribuição de novos deveres ao OFWAT, surgiu uma série de conflitos, entre os objetivos econômicos e as políticas governamentais, quanto ao papel do órgão regulador econômico acerca de assuntos ambientais. Nos Estados Unidos, os impactos de custos e benefícios da implantação de diretrizes legais ambientais também experimentam discussão acirrada, sob exercício intenso de lobby. Comparativamente, argumenta-se que o lobby é prática mais intensa nos Estados Unidos do que no Brasil. Historicamente, ambos os países vivenciaram situações em que setores empresariais se opuseram aos regulamentos ambientais e em que os níveis de reação às políticas ambientais oscilaram em função da vontade política dos dirigentes (VIEIRA, 1992).

Os Estados Unidos foram os pioneiros na seara do direito ambiental, na década de 1960. A legislação ambiental do país serviu de modelo para outros países, inclusive para o Brasil.¹⁷⁰ Possuem, nos três níveis federativos, um sistema legislativo complexo quanto à regulamentação ambiental. Para tratar da questão ambiental estadunidense, há um conjunto de leis esparsas e uma grande quantidade de resoluções expedidas pelo executivo. No Brasil, também há excesso de leis e resoluções. A legislação norte-americana, no entanto, é mais pormenorizada, pela quantidade de remissões que faz a outros estatutos, além das constantes alterações legislativas e revisões obrigatórias em intervalos quinquenais (CAPELARI, CAPELARI, 2015).

No Brasil, a legislação é menos detalhada, porque grande parte da explicitação da norma geral cabe às entidades governamentais encarregadas de sua aplicação; menos sujeita às alterações pelo legislativo; e não há obrigatoriedade de revisões quinquenais. Nos Estados Unidos, as UFs servem de laboratório para a legislação federal, no sentido de que muitas dessas instituições foram testadas anteriormente em âmbito estadual. Apesar das excessivas legislações, os sistemas de informação norte-americanos e brasileiros facilitam a consulta aos documentos, o que agiliza o acesso à informação (VIEIRA, 1992). A legislação ambiental inglesa, por sua vez, deriva de importantes diretrizes europeias. O modelo

¹⁷⁰ “Nos Estados Unidos, o direito ambiental ocorre como produto do direito nativo, com pouca influência do direito internacional. É um direito chamado autóctone” (CAPELARI, CAPELARI, 2015, p. 91).

regulatório inglês, assim como o norte-americano, apresenta paradigmas com ricas experiências históricas, embora distintas.¹⁷¹

Nos Estados Unidos, a regulamentação ambiental começou a ser produzida, de fato, na década de 1960. Já na década de 1970, aumentou-se a consciência acerca da poluição ambiental, enquanto, nos anos 1980 e 1990, atentou-se para a importância da gestão integrada dos usos do solo e da água. O rigor regulatório ambiental aumentou ao longo das últimas décadas do século XX. A *Clean Water Act* de 1977, resultado da alteração da *Federal Water Pollution Control Act*, de 1972, que passou por modificações subsequentes, em geral, foi creditada por reverter uma tendência de degradação da qualidade hídrica.¹⁷² Argumenta-se, no entanto, que a lei norte-americana, para alcançar esses resultados, impôs determinados custos à sociedade (VAN HOUTVEN, BRUNNERMEIER, BUCKLEY, 2000).

O cumprimento das legislações ambientais inglesas, fruto de diretivas europeias, também resultou em custos, inclusive financeiros, para os usuários dos serviços ao longo do tempo.¹⁷³ As eficiências operacionais compensaram apenas parcialmente os fatores de custo, mas os investimentos realizados surtiram efeito (NAO, 2015). O ambiente regulatório inglês, apesar do histórico institucional conflituoso, contribuiu para importantes melhorias na qualidade da água desde a época das privatizações, tendo incentivado benefícios ambientais. Dessa forma, o país tem evitado multas por descumprimento das obrigações da UE. Em 2014, apenas 0,04% dos testes realizados estavam em desacordo com os padrões, situação bastante favorável desde que os órgãos reguladores foram estabelecidos, há cerca de 25 anos (DWI, 2015).¹⁷⁴

No Brasil, os principais instrumentos normativos do setor de abastecimento são: a Lei nº 11.445/2007; as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005, e nº 430, de 13 de maio de 2011; e a Portaria nº 2.914, de 12

¹⁷¹ A Europa implementou muitos dos procedimentos regulatórios que foram defendidos pelos norte-americanos nos anos de 1970 e 1980. Por outro lado, o modelo norte-americano, em muitos casos, propôs políticas similares àquelas postas em prática pelos europeus somente no início de 1990 (LÖFSTEDT et al., 2001).

¹⁷² A CWA, com sua posterior alteração, em 1987, constituiu o alicerce da legislação federal norte-americana no que tange à restauração dos corpos hídricos; à prevenção e à mitigação da poluição hídrica no país. Esta lei estabeleceu as condições sobre o lançamento de efluentes nos corpos hídricos norte-americanos; estabeleceu objetivos e prazos para assegurar que as águas superficiais se encontrassem em qualidade adequada para a prática desportiva e recreativa (MARQUES, 2011; VAN HOUTVEN, BRUNNERMEIER, BUCKLEY, 2000). Equivaleria, em âmbito brasileiro, às resoluções do CONAMA (MMA).

¹⁷³ O OFWAT estimou que, desde 1999, as principais razões para os aumentos das tarifas derivaram dos custos de cumprimento das diretrizes ambientais e da manutenção da rede existente (NAO, 2015).

¹⁷⁴ Foram realizados 3.853.350 testes, a fim de verificar o cumprimento dos requisitos de qualidade da água potável (DWI, 2015).

de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2007; 2005; 2011a; 2011b). As resoluções do CONAMA, que compõem a estrutura da política ambiental brasileira, abrangem uma série de regulamentações sobre a qualidade da água e o uso dos recursos hídricos. Implementadas no país a partir da década de 1980, as resoluções foram complementadas por instrumentos subsequentes, a fim de atender a requisitos ambientais relacionados à potabilidade; aos diversos usos da água e ao controle da poluição de águas superficiais e subterrâneas.

Nos Estados Unidos, o setor de abastecimento é regulamentado principalmente pela *Safe Drinking Water Act*, de 1974; pela *Clean Water Act*, de 1977, e por suas posteriores alterações, em 1986 e 1996; e em 1987, respectivamente. Essas diretrizes ambientais permitiram importantes ações para a proteção dos mananciais e da água potável. A SDWA autorizou, nacionalmente, a EPA a definir normas sanitárias relativas à proteção da qualidade da água potável e a supervisioná-las para evitar contaminações (EPA, 2004). As emendas de 1996 do SDWA determinaram que a EPA conduzisse avaliações quadrienais do estado da infraestrutura dos sistemas de abastecimento e das principais necessidades desses sistemas para alocação de recursos entre os estados (EPA, 2009).

No Brasil, instrumento similar neste sentido, com importantes distinções, seria o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), estabelecido pela Lei Federal nº 11.445/2007. Por meio dos planos, deve-se traçar objetivos e metas em relação à prestação dos serviços de abastecimento. Pode-se, então, equacionar condicionantes de naturezas tecnológica; econômico-financeira; político-institucional, etc. e direcionar recursos financeiros, pela identificação das fontes de financiamento. Os PLANSAB, no entanto, são elaborados pela União (MC), em vez da condução por uma agência reguladora nacional. Ademais, devem ser elaborados em horizonte temporal de 20 anos, com revisões quadrienais (BRASIL, 2007).

Nos Estados Unidos, para assegurar a potabilidade da água, a EPA definiu que, até 2008, 95% da população abastecida por sistemas comunitários receberia água cujos padrões de potabilidade atendessem a todos os critérios sanitários delineados, mediante tratamento eficaz e proteção dos mananciais. Os dados coletados mais recentes, de 2007, indicaram um percentual de conformidade com os padrões de 91,5%, em termos nacionais. Como não foram encontrados dados norte-americanos, para 2014, comparou-se os percentuais norte-americanos e ingleses, em 2001. A média nacional estadunidense atingiu 90,8% de

conformidade com os padrões de potabilidade norte-americanos, enquanto a média inglesa, em 2001, foi de 99,86% de conformidade com padrões da UE (NAO, 2015; EPA, 2008).¹⁷⁵

No Brasil, assim como nos Estados Unidos, os dados de qualidade de água variam significativamente entre as regiões. A comparação dos dados brasileiros de qualidade de água é dificultada, entre outros fatores, pela falta de parâmetros necessários para cálculo dos indicadores. Neste sentido, a ANA (2015) só conseguiu calcular o IQA para 1.683 pontos, de um total de 2.800 monitorados em 2013 (ANA, 2015). Quando comparados os dados das publicações mais recentes da ANA (2015; 2013), percebeu-se que os percentuais do IQA relativos ao total de pontos monitorados pouco se alteraram de 2011 para 2013.¹⁷⁶ Além disso, a apresentação dos dados distinguiu o IQA para áreas urbanizadas e para todos os pontos. Os maiores problemas de qualidade da água, por este indicador, concentram-se nos grandes centros urbanos.

De acordo com dados da ANA (2013), entre 2001 e 2011, houve melhoria no tratamento de efluentes, indicada pela tendência de aumento dos valores médios de IQA entre 2001 e 2011. Apesar da melhoria da qualidade da água nos pontos monitorados que estavam em situação crítica, observou-se a propensão para redução do IQA para outros 8% dos pontos monitorados no período, o que preconiza necessárias ações preventivas nos pontos em que a água já se encontra em bom estado de qualidade. A adequada proteção dos mananciais impacta o tratamento de água, etapa fundamental do sistema público de abastecimento.

Ao considerar separadamente os parâmetros mais frequentemente monitorados no Brasil para o cálculo do IQA e a frequência com que estiveram em desconformidade com limites estipulados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para os corpos hídricos de classe 2, entre os anos 2009 a 2011, observou-se que um dos parâmetros de maior peso no cálculo

¹⁷⁵ Ressalta-se que os percentuais norte-americanos variam significativamente entre as regiões classificadas para atuação da EPA e que o cumprimento dos padrões considera as normas de cada país, o que dificulta comparações. Contudo, pode-se dizer que a regulação econômica praticada nos Estados Unidos, para além da alçada da EPA, exerceu pressão sobre os recursos hídricos. Apesar dos sucessivos aumentos das tarifas, inclusive acima da inflação nos últimos anos (2004-2014), o preço da água no país é um dos mais reduzidos entre os países desenvolvidos, o que influenciou a dinâmica de utilização do bem (AWWA, 2016b; MARQUES, 2011). O setor de abastecimento norte-americano é caracterizado por consumos elevados. Dados da IWA (2014) apresentam um consumo de água potável, para usuários residenciais e pequenas empresas, superior à faixa de 400 litros diários per capita.

¹⁷⁶ Embora os dados tenham sido comparados entre as duas publicações, a quantidade de pontos monitorados não foi a mesma. No entanto, são os dados disponíveis mais recentes da ANA a respeito do IQA (2015; 2013).

do IQA (coliformes termotolerantes; 0,15) aumentou seu percentual de desconformidade, de 51% para 56% (ANA, 2013).¹⁷⁷

Ao considerar a classificação dos corpos hídricos brasileiros, conforme o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), em 2011, 44% dos pontos analisados encontravam-se em condições *ótimas, boas ou regulares*, nas quais a qualidade da água ainda é considerada protegida. No entanto, em 56% dos pontos monitorados, as condições apresentadas foram *ruins* (30%) ou *péssimas* (26%), o que sugere, na maioria dos pontos analisados, uma falta de adequação dos corpos hídricos aos padrões de qualidade estabelecidos pelo enquadramento (ANA, 2013).

Os Estados Unidos foram pioneiros no desenvolvimento de importantes legislações ambientais para proteção dos recursos hídricos e de indicadores de qualidade de água.¹⁷⁸ Apesar disso, maiores benefícios ambientais foram dificultados pelo histórico de atuação dos órgãos reguladores norte-americanos. A EPA é uma agência federal de proteção ambiental atualmente bastante fortalecida, mas dependente dos poderes legislativo e executivo. Seu histórico remonta à influência constante de interesses políticos; à aplicação incompleta de um conjunto de ações, por vezes subfinanciadas e litigiosas; e às mudanças das administrações presidenciais, de modo que suas prioridades foram submetidas às oscilações políticas; à permissão de ocorrência de externalidades negativas e até mesmo à captura.¹⁷⁹

Aos poucos, a autoridade da EPA foi largamente expandida, apesar dela não ter recebido, em termos legais, ampla autonomia. Agências ambientais estaduais e municipais também estão sujeitas a lobby, bem como entidades de regulação econômica (*commissions*). As PUCs, criadas no início do século XX, exercem a regulação econômica de companhias privadas, mas essa atividade, para o setor público, é limitada (JONES, 2006; ANDREWS, 2011).

¹⁷⁷ Na ausência de legislações específicas de enquadramento, a maioria dos corpos de água do país é enquadrada nesta classe. Pelo que estabelece a Resolução CONAMA nº 357/2005, no artigo 42, “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2 [...] exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente” (BRASIL, 2005).

¹⁷⁸ A exemplo do IQA, principal indicador de qualidade de água utilizado no Brasil, criado em 1970, pela *National Sanitation Foundation* norte-americana (ANA, 2013; 2015).

¹⁷⁹ A EPA foi criada pelo executivo em 1970, em um contexto de descrédito governamental. Nas palavras de Andrews (2011, p. 250), “[...] *the Bush EPA approved rules that reversed Clean Water Act restrictions on dumping mine waste into streams, now allowing such dumping so long as harm was minimized ‘to the extent practicable’ and was compensated for somewhere else [...] Many other EPA reports were also said to have been subjected to political editing*”.

Na Inglaterra, o OFWAT atua de forma independente, inteiramente financiado por tarifas pagas pelos usuários dos serviços. O diretor geral do órgão possui mandato quinquenal e não pode ser demitido sem comprovação de sua incapacidade ou conduta inadequada, fatores que diminuem seu risco de captura. O OFWAT tem poderes para requerer das companhias dados financeiros; operacionais; indicadores de qualidade dos serviços; etc. As informações são condensadas nos relatórios das companhias e embasam as revisões periódicas tarifárias (AMPARO, CALMON, 2000).

As decisões do OFWAT podem ser questionadas junto à *Competition and Markets Authority* (CMA), que lida com a maioria dos processos via jurisdição administrativa. Já os recursos às decisões da CMA são encaminhados ao poder judiciário (STERN, 2014). Em âmbito comparativo entre os modelos, os recursos às decisões dos órgãos reguladores, no Brasil e nos Estados Unidos, são processados por meio de estrutura administrativa interna ao órgão (*quasijudicial*); enquanto na Inglaterra, os recursos administrativos das decisões tarifárias são processados e julgados por entidade externa (CMA). A apreciação da inconformidade dessas decisões é, então, submetida ao poder judiciário.

Neste sentido, os sistemas brasileiros e norte-americano dependem mais do poder judiciário, acionado diretamente a partir das decisões processadas internamente aos órgãos reguladores. Já o sistema inglês, apenas submete os recursos administrativos ao judiciário após o julgamento por órgão externo (CMA) à estrutura administrativa do regulador, de modo que, nesse modelo, as providências são, majoritariamente, da alçada do poder executivo e das entidades reguladoras, com menores intervenções do poder judiciário.

Os órgãos reguladores ambientais ingleses, criados na década de 1990, são dois: DWI e EA. A DWI foi estabelecida em 1990 e, inicialmente, estava subordinada ao DEFRA. As ações da DWI são publicizadas e o órgão disponibiliza em seu sítio relatórios anuais, desde 2001, com os resultados das inspeções realizadas e as conclusões sobre a qualidade da água analisada.¹⁸⁰ A EA, por sua vez, foi criada em 1996, a partir da fusão de dois outros órgãos (NRA; HMIP), e atua de forma mais ampla em relação aos recursos hídricos e à proteção do meio ambiente inglês e galês.¹⁸¹ Para tanto, monitora a qualidade e emite

¹⁸⁰ Os relatórios estão disponíveis no sítio do órgão para o período a partir de 2001. Dados disponíveis em: <<http://www.dwi.gov.uk/about/annual-report/index.htm>>. Acesso em: maio de 2016.

¹⁸¹ Trata do setor de saneamento básico como um todo, da prevenção e do controle da poluição ambiental; da redução dos riscos de inundação; da qualidade da água para diversos usos, como navegação, recreação, pesca, etc.

licenças para captação de água; controla as emissões de efluentes das estações de tratamento de esgotos, entre outras funções (BRIDGEMAN, 2011; AMPARO, CALMON, 2000).

A EA é um órgão público, constituído separadamente do DEFRA, mas opera sob sua direção. As decisões da agência estão vinculadas ao DEFRA, que influencia sua atuação. O DEFRA pode dar orientações específicas para a EA, por exemplo, quanto à aplicação da legislação europeia em âmbito inglês. A EA tem como principais fontes financeiras: a) emissão de licenças; b) tributação de autoridades locais para financiamento de atividades de controle das inundações; c) subsídios do DEFRA e do governo galês (OFWAT, 2006).¹⁸²

Os órgãos reguladores ambientais ingleses se diferem dos brasileiros e norte-americanos, sobretudo pelo nível de centralização do modelo inglês e descentralização da estrutura regulatória e brasileira norte-americana. Se fosse traçado um paralelo com o cenário brasileiro, os órgãos ambientais ingleses não equivaleriam às agências reguladoras estaduais ou municipais. Eles exerceriam funções que competem aos ministérios (MMA; MS). Enquanto a DWI se encarregaria de atividades próximas às do MS, como o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano e de seu padrão de potabilidade (SVS, FUNASA, etc.); a EA assumiria papéis do MMA, relacionados ao direito de uso dos recursos hídricos (ANA; CNRH), às condições e aos padrões de lançamento de efluentes (resoluções CONAMA).

No Brasil, assim como nos Estados Unidos e na Inglaterra, existem diversos instrumentos normativos que visam à proteção ambiental; à promoção da saúde; à preservação dos recursos hídricos e à melhoria da qualidade das águas para diversos usos e para consumo humano. Esses instrumentos estabelecem diretrizes acerca da prestação dos serviços de saneamento básico; dispõem sobre a classificação dos corpos de água; sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes; bem como sobre os padrões de potabilidade e os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2007; 2005; 2011a; 2011b). No entanto, estão sujeitos aos interesses políticos e às pré-disposições dos gestores para efetivá-los.

Existem também iniciativas brasileiras voltadas à proteção dos mananciais que seguem a lógica de pagamento por resultado ou por serviço ambiental, a exemplo do

¹⁸² Os subsídios mencionados (DEFRA e governo galês) corresponderam, entre os anos de 2003 e 2004, a 27% do orçamento da EA (OFWAT, 2006). Alguns indicadores da autonomia de um órgão regulador são sua fonte de recursos financeiros; sua atuação independente do governo; seu processo decisório, etc. (GASSNER, PUSHAK, 2014). Ao considerar a influência do DEFRA sobre a EA, inclusive pela provisão de recursos financeiros e pela vinculação de suas decisões, acredita-se que este órgão regulador ambiental não atue de modo independente.

Programa Produtor de Água e do Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES), criados pela ANA (2013). No entanto, são iniciativas mais recentes e dados da ANA (2013) indicaram que os mananciais brasileiros não têm sido protegidos de forma adequada. São confiadas às Estações de Tratamento a plena capacidade de remover substâncias nocivas presentes na água. No entanto, as estações de tratamento de água existentes no país foram projetadas e construídas, em geral, para tratar a água de mananciais menos poluídos, com características diversas das encontradas (ANDRADE NETO, 2011).

Instrumentos normativos e programas de proteção sanitária dos mananciais são fundamentais para assegurar a qualidade da água potável no país não somente pelo seu tratamento, que é realizado, no Brasil, mediante tecnologias já dominadas e consolidadas (ANDRADE NETO, 2011; PERSPECTIVAS, 2014). No entanto, resoluções sobre o assunto não faltam. Importantes ações foram realizadas a partir dos anos 2000, como a criação da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA/MC); a promulgação da Lei Federal nº 11.445, de 2007; o estabelecimento de um sistema de informação para o setor (SNIS), etc.

Foram dados passos significativos nos últimos 20 anos, mas permanecem desafios cruciais. No Brasil, muitos instrumentos necessários ao setor de abastecimento, para além dos normativos, existem, como indicadores de qualidade de água; programas; banco de dados. Precisam, contudo, ser aprimorados. A comparação de dados sobre qualidade da água no país foi dificultada, em 2013, pela falta de elementos necessários ao cálculo do IQA (ANA, 2015). O Programa Produtor de Água e o SNIS, por exemplo, são de adesão voluntária (ANA, 2013; BRASIL, 2016).

Os principais instrumentos normativos (resoluções, portarias, leis) para cumprimento das diretrizes ambientais definem os órgãos competentes para aplica-los, bem como parâmetros de qualidade hídrica e de potabilidade (BRASIL, 1997; 2005; 2011b). Apesar disso, a evolução no setor é restringida pela falta de uniformidade na operacionalização de ferramentas existentes (medição dos parâmetros, por exemplo) e pela assimetria entre UFs para implementação dos instrumentos.

A principal lei federal que versa sobre a provisão dos serviços de abastecimento de água (11.445/2007) coloca a necessária cooperação entre entes federativos; a articulação entre as políticas de desenvolvimento urbano, de proteção ambiental, de promoção da saúde, etc. (BRASIL, 2007). A efetividade da lei supriria importantes lacunas, relacionadas à falta de harmonização das políticas setoriais; à falta de cooperação entre entes federativos e de integração de órgãos de distintos setores com competências comuns; aos problemas de

incompatibilidade entre mecanismos de monitoramento e avaliação da qualidade da água no país, entre outras. Isso beneficiaria, de fato, os usuários dos serviços. No entanto, essas questões, colocadas como prioritárias, permanecem como empecilho para o desenvolvimento do setor como um todo.

A regulação ambiental, no Brasil, é dificultada, entre outros fatores, pela: fragmentação da atividade em nível estadual ou municipal; heterogeneidade das redes de monitoramento existentes, em relação ao número de parâmetros analisados e à frequência de coleta; falta de uniformidade entre as UFs (ausência de redes estaduais de monitoramento da qualidade de água em algumas), decorrente de suas distintas disposições e capacidades para efetivar as legislações; ausência de uma rede nacional de monitoramento das águas subterrâneas. Em conjunto, esses fatores influenciam na quantidade e confiabilidade de dados disponíveis sobre a qualidade de água e limitam o desenvolvimento do setor de abastecimento, em interface com o de recursos hídricos.

Para eficácia de implementação das políticas públicas do setor e aumento da credibilidade dos órgãos reguladores para efetivar instituições existentes e exercer, de fato, a atividade regulatória, com benefícios ao meio ambiente, esforços são necessários em relação a aspectos técnicos, como: desenvolvimento do principal sistema de informação do setor (séries históricas mais longas e consistentes do SNIS); melhorias no monitoramento da qualidade de água, a partir da ampliação de pontos monitorados, da padronização de procedimentos e de utilização de novos indicadores. No entanto, esses aspectos surtirão efeito quando integrados com medidas de ordem político-institucional, como a centralização e a coordenação das ações, além da articulação com setores em interface.

A regulação passa por ciclos e a credibilidade dos reguladores é um dos fatores mais importantes quanto ao sucesso de um ciclo regulatório. Uma das principais razões para as distinções regulatórias entre Estados Unidos e Inglaterra é a credibilidade de seus órgãos reguladores ao longo do tempo. Neste sentido, a experiência estadunidense foi mais exitosa. Enquanto a credibilidade dos reguladores norte-americanos aumentou com o passar do tempo, a exemplo da EPA, o mesmo não se pode dizer dos reguladores europeus (LÖFSTEDT *et al.*, 2001).¹⁸³

¹⁸³ Na Europa, a situação, nas décadas de 1970 e 1980, era basicamente oposta a dos Estados Unidos. Os reguladores europeus eram tidos como confiáveis e havia uma atmosfera relativamente consensual entre os agentes (reguladores, regulados, etc.). As regulações costumavam, então, ser exercidas, nos campos da saúde e do meio ambiente, de forma tão rigorosa quanto àquelas existentes nos Estados Unidos. Já na década de 1990, a situação na Europa não era a mesma. Após o estabelecimento do Ato Único Europeu, em 1986, momento em

A experiência brasileira de regulação do setor, por sua vez, é recente. A criação de agências reguladoras de saneamento, no Brasil, deu-se a partir da década de 1990 e se intensificou nos anos 2000. A trajetória incipiente desses órgãos dificulta afirmar se as limitações regulatórias estão relacionadas, principalmente, à experiência insuficiente das entidades reguladoras para acumular aprendizagem ou ao nível de credibilidade das agências para exercício da regulação.

As características brasileiras do setor se assemelham às norte-americanas, no entanto, a experiência histórica, nos Estados Unidos, difere substancialmente da brasileira. Para assegurar uma atividade regulatória que crie incentivos à aplicação dos instrumentos normativos em horizontes superiores aos dos ciclos políticos, dada a tecnologia disponível, as agências precisam ser dotadas de credibilidade, o que está relacionado à independência dos órgãos, reforçada por fatores como estabilidade do mandato dos dirigentes, quadros técnicos qualificados e estáveis; fonte de recursos; entre outros, que facilitam a continuidade das ações para além do ciclo político-eleitoral. O Quadro 3, a seguir, apresenta os modelos regulatórios abordados, em perspectiva comparativa.

que a regulação se tornou mais centralizada, aumentou-se a desconfiança pública em relação aos reguladores e às agências, tanto em nível europeu quanto dos Estados-Membros especificamente.

QUADRO 3 - PERSPECTIVA COMPARATIVA DOS MODELOS REGULATÓRIOS

MODELO	INGLÊS	NORTE-AMERICANO	BRASILEIRO
Configuração administrativa dos serviços	Serviços operados por grandes companhias privadas independentes; Regulação Nacional; operação regional (bacias)	Serviços operados por diversas companhias, predominantemente em âmbito local; Regulação compartilhada entre entes federativos	Serviços operados majoritariamente por CESBs, predominantemente em âmbito estadual, com participação municipal relevante; Regulação compartilhada entre entes federativos
Propriedade dos ativos	Privada	Pública	Pública
Responsabilidade pela gestão	Basicamente privada	Basicamente pública	Basicamente pública
Principais órgãos	DEFRA (diretrizes); OFWAT (regulador econômico); EA; DWI (reguladores ambientais)	EPA; Agências estaduais e municipais de regulação ambiental; Commissions (PSCs/PUCs - Regulação econômica)	MC (SNSA); MS (FUNASA); MMA (ANA, CONAMA); Agências municipais e estaduais de regulação
Grau de participação privada	Alto (totalidade da população atendida)	Baixo (cerca de 8,6% da fatia do mercado até 10% da população atendida)	Muito baixo (até 5% dos municípios atendidos)
Questões tecnológicas	Setor enfrenta dificuldades relacionadas à inovação; ambiente desfavorável.	Avanços tecnológicos têm a implementação prejudicada por fatores político-institucionais; ambiente desfavorável	Setor enfrenta dificuldades relacionadas aos aspectos tecnológicos; ambiente desfavorável
Questões tarifárias (Principal método de fixação tarifária)	Price-cap: revisões periódicas quinquenais	Taxa de retorno. Fixação tarifária flexível, com intervalo regulatório variável (ex.: 1,3 anos) influenciada por fatores políticos	Taxa de retorno: reajustes anuais, no mínimo; revisões periódicas e, se necessárias, extraordinárias. Revisão do PLANSAB com periodicidade máxima quadrienal.
Principais Desafios Estruturais; político-institucionais; tecnológicos; econômicos ou ambientais	De ordem tecnológica (dificuldades inovativas, histórico de baixo investimento em P&D) e político-institucional (relação entre agentes no ambiente regulatório; perda da credibilidade dos reguladores com o tempo)	De ordem ambiental (redução do consumo de água); estrutural (falta de articulação UFs, desuniformidade entre estados na gestão de perdas; contraste entre grandes prestadores de serviços e pequenas companhias privadas que operam sem ganho de escala e com reduzida capacidade técnica e gerencial; e político-institucional (impasses aos avanços tecnológicos)	De ordem estrutural (fragmentação sem interconexão); político-institucionais (desarticulação de órgãos, políticas e UFs; legislações existem, mas não são efetivadas); tecnológica (controle de perdas; incompatibilidade de mecanismos de monitoramento da qualidade da água entre UFs); econômica (falta de estímulo à eficiência); ambiental (necessidade de proteção dos mananciais).

Fonte: Elaborado pela autora.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A regulação, que tem por objetivo central aumentar o nível de eficiência econômica dos mercados, influencia o comportamento dos agentes, ao criar alterações nos ambientes em que eles interagem. Disputas políticas e conflitos de interesse, seja em âmbito público ou privado, não são exclusivas nem dos países analisados, nem do setor de abastecimento de água. O sucesso dos ciclos regulatórios é influenciado por fatores como a trajetória e a credibilidade dos órgãos reguladores.

Uma das principais razões para as distinções regulatórias entre Estados Unidos e Inglaterra é a credibilidade de seus órgãos reguladores no decorrer da história. Enquanto a credibilidade dos reguladores norte-americanos aumentou com o passar do tempo, a exemplo da EPA, o mesmo não se pode dizer dos reguladores europeus. A experiência brasileira é recente. A criação de agências reguladoras do setor, no Brasil, deu-se a partir da década de 1990. No Brasil, argumenta-se que as agências reguladoras desempenham um papel precário e que, dada a precariedade da estrutura regulatória, os contratos de concessões entre CESBs e municípios são incompletos quanto à definição de aspectos tarifários e quanto à transparência do mecanismo de subsídios cruzados, o que aumenta sua possibilidade de captura.

A trajetória incipiente desses órgãos dificulta afirmar se as limitações regulatórias brasileiras se relacionam, principalmente, ao insuficiente desenvolvimento das agências ou ao nível de credibilidade que possuem para exercício da regulação. A regulação econômica brasileira pode aprender com o modelo inglês, tanto a respeito da efetividade das decisões de um órgão regulador econômico centralizador e fortalecido, quanto em relação aos possíveis ganhos de eficiência a partir da adoção de instrumentos de fixação tarifária similares aos ingleses. No entanto, o ambiente regulatório precisa estimular os ganhos. A Lei Federal nº 11.445/2007, marco no setor, introduziu mecanismos semelhantes aos praticados na Inglaterra, como o *yardstick competition*, mas é preciso que os órgãos tenham credibilidade para efetivar as instituições em um cenário de efeitos de aprendizagem incipientes.

O setor de abastecimento brasileiro é semelhante ao norte-americano, em termos estruturais e tarifários. Difere-se do brasileiro no sentido de ter uma tecnologia desenvolvida, fruto da liderança do país, nos anos 2000, em investimentos em P&D e inovação. No entanto, fatores político-institucionais limitam a difusão dos avanços técnicos. Apesar dos esforços

estaduais quanto à gestão das perdas de água; da existência, na maioria dos estados, de instrumentos operacionais e normativos sobre as perdas; e do empenho das unidades federativas e das associações para fazer cumprir os requisitos normativos, permanecem desafios principalmente relacionados à uniformidade das políticas de gestão de perdas de água entre diferentes regiões norte-americanas, como no Brasil.

Já o setor inglês, apesar de ter assistido a uma importante melhoria quanto à gestão das perdas nos últimos anos, enfrenta uma série de necessidades relacionadas à inovação. A falta de alinhamento entre os diversos atores envolvidos na provisão e na regulação dos serviços limita a capacidade do setor inglês de explorar inovações tecnológicas, o que também ocorre no Brasil. Na Inglaterra, aponta-se que os incentivos à inovação se limitam à redução de perdas e à manutenção da qualidade da água potável.

As regulações brasileira e inglesa, seja pela falta de alinhamento entre os agentes envolvidos na provisão e na regulação dos serviços, seja por outros motivos, têm limitado a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas. Por outro lado, no ambiente regulatório norte-americano, o avanço tecnológico dos Estados Unidos não tem sido acompanhado pelas instituições. No Brasil, a eficiência e o desenvolvimento tecnológico são princípios legais na prestação de serviços de abastecimento de água, estimulados pela Lei Federal nº 11.445/2007. Apesar disso, pesquisas recentes que avaliaram o desempenho de empresas brasileiras, com base na estrutura regulatória ao qual estão atualmente sujeitas, apontaram para uma realidade em que os instrumentos regulatório ainda não incentivam maiores níveis de eficiência, pelo contrário, a efetividade da atividade regulatória permanece fraca (CARVALHO, SAMPAIO, 2015) e os subsídios cruzados são, possivelmente, fatores originários da dispersão de ganhos de eficiência no setor (FERRO et al., 2014).

A distribuição heterogênea dos recursos hídricos brasileiros, que ocorre também na Inglaterra (STERN, 2010; ANA, 2015), leva a crer que os dois países podem aprender a partir da experiência norte-americana de compartilhamento de ativos, interconecção de redes e negociação de água (*common ownership/physical connection/water trading*). Em termos operacionais e tecnológicos, a operação conjunta constitui uma importante dimensão estrutural do setor norte-americano, apesar de sua fragmentação.

Os elementos supramencionados, de ordem econômica e tecnológica influenciaram na dinâmica ambiental. O ambiente regulatório inglês limitou a capacidade do setor de explorar inovações tecnológicas, o que influenciou no cumprimento da Water Framework Directive. Apesar disso, puderam ser percebidos significativos avanços na qualidade da água

potável e nos serviços de saneamento após a privatização das companhias inglesas, melhorias oriundas, inclusive, de investimentos de capital e da redução de ineficiências.

O ambiente conflituoso inglês após a privatização das companhias, quanto ao papel do órgão regulador econômico acerca de assuntos ambientais; o cenário de intenso lobby nos Estados Unidos, sobre os impactos de custos e benefícios da implantação de diretrizes legais ambientais; bem como os custos que as legislações ambientais impuseram à sociedade nos dois países foram compensados pela reversão da tendência de degradação da qualidade da água, nos Estados Unidos, e pelo cumprimento das diretrizes europeias e melhorias na qualidade de água, na Inglaterra. Nos Estados Unidos, pioneiros no desenvolvimento de legislações e indicadores ambientais para proteção da qualidade hídrica, maiores benefícios ambientais foram dificultados pelo histórico de atuação de reguladores ambientais, a exemplo da EPA, cuja trajetória remonta às oscilações políticas e à falta de autonomia. Atualmente, no entanto, esses reguladores adquiriram credibilidade, na contramão da experiência inglesa.

No Brasil, como nos Estados Unidos e na Inglaterra, existem instrumentos normativos que visam à proteção ambiental; à promoção da saúde; à preservação dos recursos hídricos e à melhoria da qualidade das águas para diversos usos e para consumo humano. No entanto, estão sujeitos aos interesses políticos e às pré-disposições dos gestores para efetivá-los. Importantes ações foram realizadas nos 2000 e instrumentos necessários ao setor de abastecimento, para além dos normativos, existem, como indicadores de qualidade de água; programas; banco de dados. Precisam, contudo, ser aprimorados, inclusive em termos de uniformidade de adoção entre as UFs.

Neste sentido, a regulação deve atuar. A efetividade da lei 11.445 supriria importantes lacunas, relacionadas à falta de harmonização das políticas setoriais; à falta de cooperação entre entes federativos e de integração de órgãos de distintos setores com competências comuns; aos problemas de incompatibilidade entre mecanismos de monitoramento e avaliação da qualidade da água no país, entre outras. A regulação ambiental brasileira é dificultada, entre outros fatores, pela fragmentação da atividade; heterogeneidade das redes de monitoramento existentes, em relação ao número de parâmetros analisados e à frequência de coleta; diferença entre UFs de capacidade e disposição política para efetivar as legislações.

As características brasileiras do setor se assemelham às norte-americanas, no entanto, a experiência dos Estados Unidos diferente substancialmente da brasileira. Para

assegurar uma regulação que crie incentivos à aplicação dos instrumentos a longo prazo, as agências precisam ser dotadas de credibilidade, reforçada por fatores como estabilidade do mandato dos dirigentes, quadros técnicos qualificados e estáveis; fonte de recursos próprios; entre outros, que facilitam a continuidade das ações para além do ciclo político-eleitoral. Informações sobre esses aspectos são obtidas, inclusive, na base de dados da associação brasileira das agências reguladoras, mas esforços de pesquisa sobre sistematização de dados em relação a questões que asseguram a independência das agências e que favorecem seu desenvolvimento são importantes.

Ademais, as limitações desta pesquisa em relação à coleta de dados sistematizados sobre investimentos em P&D especificamente no setor e sobre perdas de distribuição, em perspectiva histórica, sugere futuros esforços de pesquisa sobre esses importantes aspectos que influenciam na dinâmica tecnológica do setor e que são fundamentais para analisar a eficiência das companhias. Lacunas em termos de detalhamento de instrumentos de regulação econômica: duração dos contratos de concessão, operação de companhias com contrato vencido, possibilidade de ineficiência de subsídios cruzados, entre outros aspectos tarifários, também constituem elementos importantes de pesquisa.

7. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos: informe 2015** / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2015.

ALLAN, G. Assessing capital efficiency in the water and sewerage industry in England and Wales: Ofwat's approach. **Utilities Policy**, v. 14, n. 4, 2006.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **2016 State of the Water Industry Report**. Denver: American Water Works Association. 2016.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). Committee report; water accountability. In: **AWWA 1993 Annual conference**. Denver: American Water Works Association, 1996.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); RAFTELIS FINANCIAL CONSULTANTS (RFC). **2015 Water and Wastewater Rate Survey**. Denver: American Water Works Association. 2015

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Annualized Rate Increases from 2004 - 2014**. Denver, 2016c. Disponível em: <<http://www.awwa.org/Portals/0/files/resources/water%20utility%20management/water%20and%20wastewater%20rates/AnnualizedRateIncreases.pdf>>. Acesso em: jul. 2016.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Landscape of Varying Levels of Water Loss Management Policy**. Denver, 2016d. Disponível em: <http://www.awwa.org/portals/0/files/resources/water%20knowledge/water%20loss%20control/state%20of%20the%20states_apr2016.pdf>. Acesso em: jul. 2016.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Typical Water and Wastewater Bills**. Denver, 2016b. Disponível em: <<http://www.awwa.org/Portals/0/files/resources/water%20utility%20management/water%20and%20wastewater%20rates/Typical.pdf>>. Acesso em: jul. 2016.

AMPARO, P. P.; CALMON, K. M. N. **A experiência britânica de privatização do setor saneamento**. Brasília: IPEA, 2000. (Texto para discussão, n. 701).

ANDRADE NETO, C. O. Desenvolvimento tecnológico. In: REZENDE, S. C. (org.). **Panorama do saneamento básico no Brasil**, v. 07, Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2011.

ANDREWS, R. N. L. **The EPA at 40: An Historical Perspective**, Duke Environmental Law and Policy Forum Symposium, v. 21, 2011.

ARAÚJO JR., J.T. Regulação e concorrência em setores de infraestrutura. In: João Paulo dos Reis Velloso. (Org.). **O Desafio da China e da Índia e a Resposta do Brasil**. 01 ed. Rio de Janeiro: José Olympio, v. 01, 2005.

ARAÚJO, J. L. R. H. **Regulação de Monopólios e Mercados: Questões Básicas**, 1997 (Texto Didático).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS CONCESSIONÁRIAS (ABCON). **Panorama da Participação Privada no Saneamento: Brasil 2016**. Disponível em: <<http://abconsindcon.com.br/publicacoes/panorama-da-participacao-privada-no-saneamento/>>. Acesso em: jun. 2015

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE AGÊNCIAS DE REGULAÇÃO (ABAR). **Saneamento Básico: Regulação 2015**. Brasília: Ellite Gráfica e Editora, 2015.

BAHIENSE, D. A. Aparato de regulação econômica: as agências reguladoras. **Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 12, n. 4, 2003.

BARBOSA, A.; BRUSCA, I. Governance structures and their impact on tariff levels of Brazilian water and sanitation corporations. **Utilities Policy**, v. 34, 2015.

BAXTER, L. G. Understanding Regulatory Capture: An Academic Perspective from the United States. **The Making of Good Financial Regulation**, Guildford: Grosvenor House Publishing Ltda, 2012.

BEECHER, J. A. Survey of State Agency Water Loss Reporting Practices. **Final Report to AWWA**, Denver: American Water Works Association. 2002.

BEECHER, J. A.; KALMBACH, J. A. **2010 Great Lakes Water Survey**. Michigan: Institute of Public Utilities at Michigan State University. 2011.

BEECHER, J. A.; KALMBACH, J. A. Structure, regulation, and pricing of water in the United States: A study of the Great Lakes region. **Utilities Policy**, v. 24, 2013.

BERG, S. V. Sustainable regulatory systems: laws, resources and values. **Utilities Policy**. Gainesville: Public Utility Research Center, University of Florida, v. 09, n° 4, 2000.

BITHAS, K. Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability?. **Ecological Economics**, v. 70, n. 10, 2011.

BOLT, C. UK experience of utility regulation since 2003 and outlook. **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

BOSCHECK, R. *et al.* The regulation of water services in the EU. **Intereconomics**, v. 48, n. 3, 2013.

BRASIL, **Constituição**. Constituição da república Federativa do Brasil. 1988.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, nº 239, 14 dez. 2011b.

BRASIL, Ministérios das Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília, dezembro de 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab_Versao_Consehos_Nacionais_020520131.pdf>. Acesso em: jun. 2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, nº 053, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, nº 92, 16 maio, 2011a.

BRASIL. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 22 jun. 2010.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Manual de saneamento**. 4 ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 jan. 2007.

BRASIL. Lei nº 6.528, 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 maio 1978.

BRASIL. Lei nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 fev. 1995.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde (FUNASA). **Estudos e Pesquisas**: Programa de desenvolvimento científico e tecnológico. 2012. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/estudos-e-pesquisas/>>. Acesso em: jul. de 2016.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2014. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016.

BRIDGEMAN, J. Water industry asset management in England and Wales: successes and challenges. **Water and Environment Journal**, v. 25, n. 3, 2011.

BRITTO, A.L.N.P. A Regulação dos serviços de saneamento no Brasil: perspectiva histórica, contexto atual e novas exigências de uma regulação pública. In: **ANAIS DO ENCONTRO NACIONAL DA ANPUR**, v. 9, 2001, Rio de Janeiro: ANPUR, 2001.

BYATT, I. C. R. The regulation of water services in the UK. **Utilities policy**, v. 24, 2013.

BYATT, I. C. R. UK office of water services: structure and policy. **Utilities Policy**, v. 1, n. 2, 1991.

CAPELLARI, M. B.; CAPELLARI, A. Aspectos gerais da proteção ambiental no brasil e nos estados unidos: a multa ambiental como instrumento de defesa do ambiente ecologicamente equilibrado. **Revista Direito à Sustentabilidade**, v. 01, n. 2, 2015.

CARVALHO, A. E. C.; SAMPAIO, L. M. B. Paths to universalize water and sewage services in Brazil: The role of regulatory authorities in promoting efficient service. **Utilities Policy**, v. 34, 2015.

CASTAIC LAKE WATER AGENCY LAW (CLWA). **Water Act**. 2009. Disponível em: <<https://clwa.org/wp-content/uploads/2015/04/CLWA-Water-Act.pdf>>. Acesso em: ago. 2016.

CAVE, M. **Independent review of competition and innovation in water markets**. Final Report. Londres: Defra, 2009.

CAVE, M.; WRIGHT, J. A strategy for introducing competition in the water sector. **Utilities Policy**, v. 18, n. 3, 2010.

CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY (CNT). **Stepping Up Water Loss Control: Lessons from the State of Georgia**. Chicago: Center for Neighborhood Technology. 2014.

CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY (CNT). **Water loss control in the great lakes states: a utility survey report**. Chicago: Center for Neighborhood Technology. 2012.

CITY OF SANTA CLARITA. Utilities. **Water Services**. Disponível em: <<http://welcometosantaclarita.com/2012/05/17/utilities/>>. Acesso em: jul. 2016.

CONCA, K. The United States and international water policy. **The Journal of Environment & Development**, 2008.

CONFORTO, G. A regulação e a titularidade dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 34, n. 5, set./out. 2000.

CORREIA, M. B. C. A regulação no setor de saneamento: comparação entre França, Inglaterra e Brasil. **Revista do Serviço Público**. Brasília, v. 59, 2008.

CRESWELL, J. W. **Projeto de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto**. 2. ed. Porto Alegre: Artes Médicas, 2007.

CREW, M. A.; KLEINDORFER, P. R. Incentive regulation in the United Kingdom and the United States: Some lessons. **Journal of Regulatory Economics**, v. 09, n. 3, 1996.

CUBBIN, J. Efficiency in the water industry. **Utilities Policy**, v. 13, n. 4, 2005.

CUNHA, A. S. Saneamento básico no Brasil: **Desenho institucional e desafios federativos**. Texto para Discussão n. 1565. Rio de Janeiro: IPEA, 2011.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS (DEFRA). **England Natural Environment Indicators**. Londres: Crown, 2015.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS (DEFRA). **Environmental Statistics: Key Facts**. Londres: Crown, 2013.

DRINKING WATER INSPECTORATE (DWI). **Drinking water quality in England: the position after 25 years of regulation**. Londres: Crown, 2015.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Performance of water utilities beyond compliance: Sharing knowledge bases to support environmental and resource-efficiency policies and technical improvements**. Luxemburgo: Office of the European Union. EEA Technical report, n. 5, 2014.

EUROPEAN UNION (EU). **A Water Blueprint for Europe**. Luxemburgo: Office of the European Union, 2013.

EUROPEAN UNION (EU). **The EU explained: Environment**. Luxemburgo: Office of the European Union, 2014.

FARACO, A. D.; COUTINHO, D. R. Regulação de indústrias de rede: entre flexibilidade e estabilidade. **Revista de Economia Política**, v. 27, n. 2, 2007.

FARIA, R. C.; NOGUEIRA, J. M.; MUELLER, B. Políticas de precificação do setor de saneamento urbano no Brasil: as evidências do Equilíbrio de Baixo Nível. **Revista de Estudos Econômicos**, São Paulo, v. 35, n. 3, 2005.

FARIA, S. A.; FARIA, R. C. Cenários e perspectivas para o setor de saneamento e sua interface com os recursos hídricos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n.3, 2004.

FARINA, E. M. M. Q.; AZEVEDO, P. F.; PICCHETTI, P. A reestruturação dos setores de infraestrutura e a definição dos marcos regulatórios: princípios gerais, características e problemas. In: Fernando Rezende; Tomás Brugiski de Paula. (Org.). **Infraestrutura: Perspectivas de Reorganização/Regulação**. 1 ed. Brasília: IPEA, v. 1, 1998.

FERREIRA, C. R. Agências reguladoras: setorial ou multissetoriais? **VII Congreso Internacional del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública**. Lisboa, Portugal, 2002.

FERRO, G. et al. Efficiency in Brazil's water and sanitation sector and its relationship with regional provision, property and the independence of operators. **Utilities Policy**, v. 28, 2014.

FIRTH, L.; MELLOR, D. The impact of regulation on innovation. **European Journal of Law and economics**, v. 08, n. 3, 1999.

GALVÃO JR., A. C.; PAGANINI, W. S. Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, 2009.

GALVÃO JR., A. C. *et al.* Marcos regulatórios estaduais em saneamento básico no Brasil. **Revista de Administração Pública**. Rio de Janeiro, v. 43, n. 1, 2009.

GALVÃO JR., A.C.; TUROLLA, F.A.; PAGANINI, W.S. Viabilidade da regulação subnacional dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário sob a lei 11.445/2007. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, 2008.

GASSNER, K.; PUSHAK N. 30 years of British utility regulation: Developing country experience and outlook. **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

GIL, A.C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 5 ed. São Paulo: Editora Atlas S.A, 2010.

GONÇALVES, C. V. Aplicação da modicidade tarifária como direito subjetivo do indivíduo de acesso ao serviço público. In: I Simpósio Internacional de Direito Constitucional e Cidadania. **Revista eletrônica da FEATI**, Ibaiti-Paraná, v. 09, 2013.

GRIFFITH, Fiona; GORDON, Craig. Innovation in the Water Sector. **Cleantech Magazine**. Londres, 2012. Disponível em: <

<http://www.cleantechinvestor.com/portal/watertech/11350-innovation-in-the-water-sector.html>>. Acesso em: 03 jul. 2016.

HERN, R. Competition and access pricing in the UK water industry. **Utilities Policy**, v. 10, n. 3, 2001.

HOLANDA, N. C. DE *et al.* Regulação da prestação de serviços de saneamento: análise comparada da legislação Internacional. In: **IPEA serie modernização do setor saneamento**. Brasília: Ministério do Planejamento e Orçamento, 1995.

HOUSE OF COMMONS (HC). **Economic regulation of the water sector**: Fifteenth Report of Session 2015–16. Londres: Her Majesty's Stationery Office, 2015.

INDICADORES de ciência, tecnologia e inovação em São Paulo 2010/ coordenação geral Ricardo Renzo Brentani; Carlos Henrique de Brito Cruz; coordenação executiva Wilson Suzigan, João Eduardo de Moraes Pinto Furtado, Renato de Castro Garcia: São Paulo: FAPESP, 2011.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA). **International Statistics for Water Services**: Information every water manager should know. Londres: International Water Association, 2014

JAFFE, A. B. *et al.* A tale of two market failures: Technology and environmental policy. **Ecological economics**, v. 54, n. 2, 2005.

JONES, D. N. Agency transformation and state public utility commissions. **Utilities Policy**, v. 14, n. 1, 2006

JOSKOW, P. L. **Economic Regulation**. Cheltenham UK: Edward Elgar, 2000.

KLEIN, M. U. Economic regulation of water companies. **World Bank Policy Research Working Paper**, n. 1649, 1996.

LEONETI, A. B. *et al.* Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**. Rio de Janeiro, v. 45, n. 2, 2011.

LITTLECHILD, S. RPI-X, competition as a rivalrous discovery process, and customer engagement – Paper presented at the Conference The British Utility Regulation Model: Beyond Competition and Incentive Regulation? **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

LODGE, M.; STERN, J. British utility regulation: Consolidation, existential angst, or fiasco? **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

LÖFSTEDT, R. *et al.* The changing character of regulation: A comparison of Europe and the United States. **Risk Analysis**, v. 21, n. 3, 2001.

LONDON ECONOMICS. **Innovation in the water industry in England and Wales**: Final Report: Cave Review of competition and innovation in water markets. Londres: London Economics, 2009.

LUCENA, A. F. As políticas públicas de saneamento básico no Brasil: Reformas institucionais e investimentos governamentais. **Revista Plurais (On-line)**, v. 1, 2006.

MADEIRA, R. F. O setor de saneamento básico no Brasil e as implicações do marco regulatório para a universalização do acesso. **Revista do BNDES**, v. 33, 2010.

MARQUES, R. C. **A regulação dos serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais**: Uma perspectiva internacional. Lisboa: Europress. 2011.

MAXWELL, S. **The State of the Water Industry**: Blood of the Earth... Store of Economic Value: A Concise Review of Challenges and Opportunities in the World Water Market. Boulder (USA): Techknowledge Strategic Group 2009.

MELO, M. A. A política da ação regulatória: responsabilização, credibilidade e delegação. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 16, n. 46, 2001.

MOSS, D.; CARPENTER, D. Conclusion: A focus on evidence and prevention. Preventing. In: CARPENTER, D.; MOSS, D. **Preventing Regulatory Capture**: Special Interest Influence and How to Limit it. Cambridge (UK): Cambridge University Press, 2013.

NASCIMENTO, N. O.; HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 1, 2005.

NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS (EUA). **About NARUC**, 2016a. Disponível em: < <https://www.naruc.org/about-naruc/about-naruc/>> Acesso em: jul. 2016.

NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS (EUA). **Regulatory Commissions**, 2016b. Disponível em: <<https://www.naruc.org/about-naruc/regulatory-commissions/>> Acesso em: jul. 2016.

NATIONAL ASSOCIATION OF WATER COMPANIES (EUA). **About NAWC**. Disponível em: <<http://www.nawc.org/about-NAWC/>> Acesso em: jul. 2016, 2016.

NATIONAL AUDIT OFFICE (NAO). **The economic regulation of the water sector**. House of Commons 487, session 2015-16. Londres: National Audit Office, 2015.

NETTO, J. M. A.; HESS, M. L. Cronologia do abastecimento de água (até 1970). **Revista DAE**, v. 44, n. 137, 1984.

OLENSCKI, A. R. B. Agências reguladoras e construção de credibilidade regulatória no Brasil: uma revisão da literatura brasileira e desafios da atualidade. **X Congresso Internacional del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública**, Santiago, Chile, 2005.

OWEN, G. Sustainable development duties: New roles for UK economic regulators. **Utilities policy**, v. 14, n. 3, 2006.

PARLATORE, A. C. Privatização do setor de saneamento no Brasil. **A privatização no Brasil**. Rio de Janeiro: BNDES, 2000.

PEIXOTO, J. B. **Aspectos econômicos**. In: REZENDE, S. C. (org.). **Panorama do saneamento básico no Brasil**, v. VII, Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2011.

PERSPECTIVAS do investimento 2015-2018 e panoramas setoriais. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2014.

PINHEIRO, M. C. Regulação e governança regulatória no Espírito Santo: Saneamento, distribuição de gás canalizado e transporte urbano. In: **I Encontro de Economia do Espírito Santo**, 2010, Vitória. Anais Eletrônicos do I Encontro de Economia do Espírito Santo, 2010.

PINTO JR., H. Q.; PIRES, M. C. P. Assimetria de informações e problemas regulatórios. **Rio de Janeiro: Agência Nacional do Petróleo, Nota Técnica**, n. 10, 2000.

POLLITT, M. G.; STEER, S. J. Economies of Scale and Scope in Network Industries: Lessons for the UK water and sewerage sectors. **Utilities Policy**, v. 21, 2012.

POSNER, R. Taxation by regulation. In: JOSKOW, P. L. **Economic Regulation**. Cheltenham UK: Edward Elgar, 2000.

POSSAS, M. L. Eficiência seletiva: uma perspectiva neo-schumpeteriana evolucionária sobre questões econômicas normativas. **Revista de Economia Política**, v. 24, n. 01, 2004.

POSSAS, M. L.; FAGUNDES, J.; PONDE, J. L. Defesa da Concorrência e Regulação de Setores de Infraestrutura em Transição. **Revista do IBRAC**, São Paulo, SP, v. 8, n.8, 2001.

POSSAS, M. L.; FAGUNDES, J.; PONDÉ, J. L. Política antitruste: um enfoque schumpeteriano. **Estudos Económicos da Construção**, São Paulo, n. 01, 1996.

POSSAS, M. L.; PONDÉ, J. L.; FAGUNDES, J. **Regulação da concorrência nos setores de infraestrutura no Brasil**: elementos para um quadro conceitual. Rio de Janeiro: Instituto de Economia da UFRJ, 1997. Disponível em: <http://www.ie.ufrj.br/grc/pdfs/regulacao_da_concorrencia_nos_setores_de_infraestrutura_no_brasil.pdf>. Acesso em: jun. 2016.

PRICE, R.; ROSS, C. A better deal for consumers and an attractive environment for investors: The regulators' perspective on the development and use of regulatory and competition powers. **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

RIORDAN, M. H.; WILLIAMSON, O. E. Asset specificity and economic organization. **International Journal of Industrial Organization**, v. 03, n. 4, 1985.

SAINSBURY, D. **The race to the top**: a review of government's science and innovation policies. Londres: Her Majesty's Stationery Office, 2007.

SAMPIERI, R. H.; COLLADO, C. F.; LUCIO, P. B. **Metodologia de Pesquisa**. 3. ed. São Paulo: McGraw-Hill, 2006.

SEROA DA MOTTA, R. Questões regulatórias do setor de saneamento no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA. 2004.

SEROA DA MOTTA, R.; MOREIRA, A. R. B. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. **Utilities Policy**, v. 14, n. 3, 2006.

SEROA DA MOTTA, R.; MOREIRA, A. R. B. **Eficiência e regulação no setor saneamento no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA, 2004.

SOUSA, A. C. A.; COSTA, N. R. Incerteza e dissenso: os limites institucionais da política de saneamento brasileira. **Revista de Administração Pública**, v. 47, n. 3, 2013.

SPILLER, P. T.; MOSZORO, M. W. Third-Party Opportunism and the Theory of Public Contracts: Operationalization and Applications. In: BROUSSEAU, E.; GLACHANT, J. M. (org.). **The Manufacturing of Markets: Legal, Political and Economic Dynamics**. Cambridge: Cambridge University Press. 2014.

SPILLER, P.; LIAO, S. Buy, Lobby or Sue: Interest Groups' Participation in Policy Making. **National Bureau of Economic Research**, n. 12209, 2006.

STATE OF CALIFORNIA. **California Water Commission**, 2016.
Disponível em: <<https://cwc.ca.gov/Pages/Home.aspx>>. Acesso em: jul. 2016.

STERN, J. Developing upstream competition in the England and Wales water supply industry: A new approach. **Utilities Policy**, v. 21, 2012.

STERN, J. Introducing competition into England and Wales water industry: Lessons from UK and EU energy market liberalisation. **Utilities Policy**, v. 18, n. 03, 2010.

STERN, J. The British utility regulation model: its recent history and future prospects. **Utilities Policy**, v. 31, 2014.

STIGLER, G. The theory of economic regulation. In: JOSKOW, P. L. **Economic Regulation**. Cheltenham UK: Edward Elgar, 2000.

THE PUBLIC HEALTH AND SAFETY ORGANIZATION (NSF). **NSF's New Public Drinking Water Equipment Performance Certification Helps Protect Water Supply**,

2011. Disponível em: <<http://www.nsf.org/newsroom/nsfs-new-public-drinking-water-equipment-performance-certification>>. Acesso em: ago. 2016.

TONETO JR., R.; SAIANI, C. C. S. Restrições à expansão dos investimentos no saneamento básico brasileiro. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 37, n. 4, 2006.

TUPPER, H. C.; RESENDE, M. Efficiency and regulatory issues in the Brazilian water and sewage sector: an empirical study. **Utilities Policy**, v. 12, n. 1, 2004.

TUROLLA, F. A.. **Política de saneamento básico**: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas. Texto para Discussão (IPEA), Brasília, DF, n.922, 2002.

TUROLLA, F. A.; OHIRA, T. H. **Pontos para uma discussão sobre eficiência e regulação em saneamento**. In: SALGADO, L. H., MOTTA, R. S. Regulação e Concorrência no Brasil: Governança, Incentivos e Eficiência. Rio de Janeiro: IPEA, v. 02, 2007.

UK PARLIAMENT. **Water Authorities Privatisation**. House of Commons, 1986. Disponível em: <<http://hansard.millbanksystems.com/commons/1986/jun/23/water-authorities-privatisation>>. Acesso em: jul. 2016.

UN WATER. **Compendium of Water Quality Regulatory Frameworks**: Which Water for Which Use? Londres: UN-Water, 2015.

UNITED KINGDOM WATER INDUSTRY RESEARCH (UKWIR). **Barriers to Innovation in the UK Water Industry**. United Kingdom: Webree.com Ltda., 2007.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Annual Reports and State Review Framework Summaries**. 2016a. Disponível em: <<https://echo.epa.gov/trends/annual-reports#annual>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)**. 2016d. Disponível em: <<https://www.epa.gov/npdes>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **New or Repaired Water Mains**, 2002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/neworrepairedwatermains.pdf>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **2006 Community Water System Survey**. Washington: Office of Water. v. 01, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Control and Mitigation of Drinking Water Losses in Distribution Systems**. Washington: EPA National Service Center for Environmental Publications. 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **EPA Organization Chart**, 2016b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/aboutepa/epa-organization-chart>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Factoids: Drinking Water and Ground Water Statistics for 2007**. Washington: Office of Water, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Laws and Executive Orders**, 2015. Disponível em: <<https://www.epa.gov/laws-regulations/laws-and-executive-orders>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **National Drinking Water Advisory Council (NDWAC)**, 2016c. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ndwac>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **The Drinking Water State Revolving Fund: Financing America's Drinking Water**. Washington: Office of Water, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Water and Wastewater Pricing: An Informational Overview**. Estados Unidos: NEPIS, 2003. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=901U1200.txt>>. Acesso em: jul. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Water Loss Control: Tools, Policies and Successful Programs**. Washington: WaterSense, 2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Office of Water. **Understanding the Safe Drinking Water Act**. Washington: US Environmental Protection Agency, 2004.

UNITED STATES OF AMERICA. **Administrative Procedure Act of 1946**. U.S Congress, Washington D.C, 1946.

UNITED STATES OF AMERICA. **National Environmental Policy Act of 1969**: Public Law 91-190, 1969. Disponível em: <<https://www.fws.gov/r9esnepa/relatedlegislativeauthorities/nepa1969.pdf>>. Acesso em: ago. 2016.

UNITED STATES OF AMERICA. Public Law 103-62. **US Government Publishing Office**. Washington, DC, ago 1993.

UNITED STATES OF AMERICA. Reorganization Plan n°. 02 of 1970. **US Government Publishing Office**, Washington, DC, v. 30, n. 6, 1970.

UNITED STATES OF AMERICA. **Title XIV of the Public Health Service Act: Safety of Public Water Systems (Safe Drinking Water Act)**, 2002. Disponível em: <<http://www.epw.senate.gov/sdwa.pdf>>. Acesso em: ago. 2016.

VAN DEN BERGH, J. C. J. M. Externality or sustainability economics? **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, 2010.

VAN HOUTVEN, G. L.; BRUNNERMEIER, S. B.; BUCKLEY, M. C. **A retrospective assessment of the costs of the Clean Water Act: 1972 to 1997**. Carolina do Norte (EUA): Resarch Triangle, 2000.

VARIAN, H. R. **Microeconomia**: princípios básicos: uma abordagem moderna. Rio de Janeiro: Campus: Elsevier, 2003.

VIEIRA, R. D. S. Implantação da Lei Ambiental nos Estados Unidos e no Brasil: Aspectos Gerais. **Revista de Direito da Procuradoria Geral do Estado do Rio de Janeiro**. v. 44, 1992.

VISSMAN JR, W. National water policy: The need for institutional reform. **Environmental Management**, v. 06, n. 1, 1982.

VISSMAN JR, W. Water management: Challenge and opportunity. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 116, n. 2, 1990.

WATER SERVICES REGULATION AUTHORITY (OFWAT). **The development of the water industry in england and wales**. Birmingham: OFWAT, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Protecting surface water for health: identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments**, 2016. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pswh/en/>. Acesso em: ago. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **The world health report 2013: research for universal health coverage**, 2013. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/85761/2/9789240690837_eng.pdf?ua=1>. Acesso em: jul. 2014.

WRIGHT, O. Private water companies make over £1bn from 'unnecessarily high prices'. **The Independent**. Londres, 12 jan. 2016. Disponível em: <<http://www.independent.co.uk/news/uk/home-news/a6808386.html>>. Acesso em: 02 jul. 2016.