

INSTRUMENTOS ECONÔMICOS APLICADOS À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil



INSTRUMENTOS ECONÔMICOS APLICADOS À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil

República Federativa do Brasil

Michel Temer
Presidente da República

Ministério do Meio Ambiente (MMA)

José Sarney Filho
Ministro

Agência Nacional de Águas (ANA)

Diretoria Colegiada

Christianne Dias Ferreira (Diretora-Presidente)
Ney Maranhão
Ricardo Medeiros de Andrade
Oscar de Moraes Cordeiro Netto
Marcelo Cruz

Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR)

Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

FGV EAESP Centro de Estudos em Sustentabilidade

Coordenação Geral

Mario Prestes Monzoni Neto (Coordenador Geral)
Paulo Durval Branco (Vice-Coordenador Geral)

INSTRUMENTOS ECONÔMICOS APLICADOS À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil

Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR

© 2018, Agência Nacional de Águas – ANA.

Setor Policial Sul, Área 5, Quadra 3, Blocos B, L, M e T.

CEP: 70610-200, Brasília – DF.

PABX: (61) 2109-5400 | (61) 2109-5252

Endereço eletrônico: www.ana.gov.br

EQUIPE EDITORIAL

Carlos Alberto Perdigão Pessoa

Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

Supervisão editorial

Agência Nacional de Águas (ANA)

Fundação Getúlio Vargas (FGV)

Elaboração dos originais

Adilio Lemos da Silva

Carlos Alberto Perdigão Pessoa

Diagramação e Capa

Agência Nacional de Águas (ANA)

Produção

As ilustrações, tabelas e gráficos sem indicação de fonte foram elaborados pela FGV.

Informações, críticas, sugestões, correções de dados: cedoc@ana.gov.br

Disponível também em: <http://www.ana.gov.br>

Todos os direitos reservados

É permitida a reprodução de dados e de informações contidos nesta publicação, desde que citada a fonte.

Catálogo fonte - CEDOC/Biblioteca

A265i

Agência Nacional de Águas (Brasil).

Instrumentos econômicos aplicados à gestão de recursos hídricos: caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil / Agência Nacional das Águas (ANA); Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas (GVCES). -- Brasília: ANA; São Paulo: GVCES, 2018.

272 p. il.

ISBN: 978-85-8210-053-0

1. Recursos Hídricos – Cobrança pelo uso 2. Recursos Hídricos - Gestão – Brasil. I. ANA. II. GVCES. III. Título.

CDU 556.51

GVCES – CENTRO DE ESTUDOS EM SUSTENTABILIDADE DA ESCOLA DE ADMINISTRAÇÃO DE EMPRESAS DE SÃO PAULO DA FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS

www.fgv.br/ces

COORDENAÇÃO GERAL GVCES

Mario Prestes Monzoni Neto
Paulo Durval Branco

AUTORES

Gustavo Velloso Breviglieri
Inaiê Takaes Santos
Guilherme Borba Lefèvre
Alexandre Gross
Guarany Osório
Guido Couto Penido Guimarães
Layla Nunes Lambiasi
Daniel Tha

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao corpo técnico da Agência Nacional de Águas pelas valiosas contribuições durante a elaboração deste estudo, especialmente à equipe da Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos e da Gerência Geral de Estratégia.

Agradecemos também aos especialistas Anthony McLeod, Antonio Embid Irujo, Brad Wind, Jeff Bennett, Mark Squillace, Marlos de Souza, Melanie Ford, Michael Young, Nuria Hernández-Mora, Sara Palomo-Hierro, Sarah Wheeler, Terri Sue Rossi e Virginia O’Connel pelas informações acerca dos estudos de caso internacionais e à Annelise Vendramini Felsberg (GVces) pela revisão e comentários.

AVISO

Estudo elaborado em 2016/2017. Publicado em 2018.

REALIZAÇÃO



SOBRE O GVCES

O Centro de Estudos em Sustentabilidade (GVces) da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas (FGV EAESP) é um espaço aberto de estudo, aprendizado, reflexão, inovação e de produção de conhecimento, composto por pessoas de formação multidisciplinar, engajadas e comprometidas, e com genuína vontade de transformar a sociedade.

O GVces trabalha no desenvolvimento de estratégias, políticas e ferramentas de gestão pública e empresarial para a sustentabilidade, no âmbito local, nacional e internacionais. Seus programas são orientados por quatro linhas de atuação: (i) formação; (ii) pesquisa e produção de conhecimento; (iii) articulação e intercâmbio; e (iv) mobilização e comunicação.

www.fgv.br/ces

CITAR COMO

GVces e ANA. Instrumentos Econômicos aplicados à Gestão de Recursos Hídricos: caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil. Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas e Agência Nacional de Águas. São Paulo e Brasília. 2018.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Três Elementos para o Desenho de Políticas Públicas	26
Figura 2.1 - Quantidade de equilíbrio, excedente do consumidor e excedente do produtor	31
Figura 3.1 - Incidência do tributo com demanda inelástica e elástica	50
Figura 3.2 - Equivalência teórica entre regulação baseada em quantidade e regulação baseada em preço	55
Figura 3.3 - Regulação baseada em preços vs. quantidade na presença de incertezas (1)	56
Figura 3.4 - Regulação baseada em preços vs. quantidade na presença de incertezas (2)	56
Figura 4.1 - Características da água e sua relação com a quantidade disponível	63
Figura 4.2 - Relação entre tipos de bens econômicos e quantidade de água	63
Figura 5.1 - Mapa de instrumentos econômicos para a gestão de água	74
Figura 5.2 - Outras dimensões para instrumentos econômicos para a gestão de água	75
Figura 5.3 - Funcionamento de um mercado de água	76
Figura 5.4 - Banco de água	82
Figura 5.5 - Políticas para gestão de água, eficiência econômica e aceitação política	95
Figura 6.1 - Institutional Analysis and Development Framework	98
Figura 6.2 - Relação entre os níveis de análise no IAD	101
Figura 6.3 - Passo a passo do IAD (fluxograma)	101
Figura 6.4 - Preferências do público francês para lidar com recursos hídricos	108
Figura 6.5 - Percentual dos irrigadores que usaram o mercado de água ao menos uma vez em três estados da MDB	112
Figura 7.1 - Mercados de água na Austrália	116
Figura 7.2 - Fluxo de água na bacia de Murray-Darling (GL)	118
Figura 7.3 - Separação dos direitos de água em diversos componentes	123
Figura 7.4 - Produção e preços do arroz e preços de alocações anuais de água no vale do Murrumbidgee	132
Figura 7.5 - Número e volume de transações de direitos de acesso à água na MDB	133
Figura 7.6 - Preço médio das transações de direitos de acesso à água (entitlements) na MDB (2007-08 a 2012-13)	134
Figura 7.7 - Nível e preços médios das alocações na MDB (2007-08 a 2012-13)	134
Figura 7.8 - Valor bruto da produção agrícola e uso de água na MDB (2005-06 a 2008-09)	135
Figura 8.1 - Perfil dos compradores e vendedores de direitos de água no Nordeste do Colorado	148
Figura 8.2 - Mudança na propriedade dos direitos de água no NCWCD (1989-2011)	149
Figura 8.3 - Custo anual médio para obtenção de um crédito de armazenamento de longo prazo (USD/acre-pé)	159
Figura 8.4 - Variação no nível de água disponível nos poços do estado do Arizona (1993-2013, medida em pés)	161
Figura 9.1 - Mercados de água na Espanha	164
Figura 9.2 - Separação temporária dos direitos de água na Espanha	168
Figura 9.3 - Comércio formal e informal de direitos de água na Espanha	172
Figura 9.4 - Volume transferido via Aqueduto Tejo-Segura (GL) para irrigação e empresas de abastecimento urbano (1979-2011)	176

Figura 10.1 - Papel a ser desempenhado pelos CBHs em eventuais mercados de água no Brasil	198
Figura 10.2 - Critérios para seleção de contextos mais apropriados para adoção inicial de mercados de água no Brasil	199
Figura 11.1 - Esquematização e características do arranjo (I)	231
Figura 11.2 - Esquematização do arranjo (II)	233
Figura 11.3 - Esquematização do arranjo (III)	235
Figura 11.4 - Esquematização do arranjo (IV)	238
Figura 11.5 - Esquematização do arranjo (V)	240

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Curvas de Demanda e Oferta	31
Quadro 2.2 - Exemplos de Níveis de Segurança Ecológica	32
Quadro 2.3 - Regra de Hotelling	35
Quadro 2.4 - Taxa de Desconto para Questões Ambientais	36
Quadro 2.5 - Falhas de Mercado	37
Quadro 2.6 - Tipos de bens, de direitos de propriedade e organizações	39
Quadro 2.7 - Bens de mérito	40
Quadro 2.8 - Tragédia dos comuns	42
Quadro 2.9 - Teorema de Coase e a reciprocidade das externalidades	43
Quadro 2.10 - Custos de oportunidade e recursos hídricos	45
Quadro 3.1 - Elasticidade-preço da demanda e da oferta	49
Quadro 3.2 - Exemplo de sistema de permissões comercializáveis: EU-ETS	52
Quadro 3.3 - Pagamentos por Serviços Ambientais e conservação	53
Quadro 4.1 - Classes de direitos de água e tipos de propriedade	65
Quadro 4.2 - Limitações dos direitos ripários e reforma institucional na Austrália	66
Quadro 4.3 - Custo da água em termos econômicos	68
Quadro 4.4 - Elasticidade-preço da água	70
Quadro 5.1 - Autoabastecimento e abastecimento público	73
Quadro 5.2 - Alocação de direitos de água no Chile (a partir de 1981)	79
Quadro 5.3 - Banco de água do Arizona (Arizona Water Bank)	84
Quadro 5.4 - Bancos de água na Austrália: Waterfind Australia	84
Quadro 5.5 - Programa Produtor de Água no Brasil	90
Quadro 5.6 - Selo WaterSense nos Estados Unidos	91
Quadro 5.7 - Programa de benchmarking na Europa	92
Quadro 5.8 - Produção de feno e o conceito de água virtual	94
Quadro 6.1 - Por que utilizar um framework?	97
Quadro 6.2 - Framework, teoria e modelo	97
Quadro 6.3 - Teoria sobre difusão de inovações	114
Quadro 7.1 - Participação de distribuidores de água para centros urbanos no mercado de água da MDB	119
Quadro 7.2 - Principais subsetores agropecuários na MDB	120
Quadro 7.3 - Tendências recentes da atividade agrícola e demografia na MDB	121
Quadro 7.4 - Direitos de acesso à água e diferentes níveis de confiabilidade	124
Quadro 7.5 - Carregamento de alocações (carryover)	126
Quadro 7.6 - Victorian Environmental Water Holder (VEWH)	129
Quadro 8.1 - Participação do governo federal na gestão dos recursos hídricos no Oeste americano	140
Quadro 8.2 - Origens do Projeto C-BT e do NCWCD	144
Quadro 8.3 - Usos de água no Colorado e no NCWCD	144
Quadro 8.4 - Aluguel de cotas no Projeto C-BT	147

Quadro 8.5 - Programa anual de carregamento de cotas	147
Quadro 8.6 - Colorado River Aqueduct (CRA)	151
Quadro 8.7 - Direitos de água na Califórnia	151
Quadro 8.8 - Palo Verde Irrigation District	154
Quadro 8.9 - Metropolitan Water District	154
Quadro 8.10 - Monitoramento dos fluxos e retiradas de água	155
Quadro 8.11 - Normas para o uso de águas superficiais e subterrâneas no Arizona	157
Quadro 8.12 - Construção e pagamento do Central Arizona Project	158
Quadro 8.13 - Acordos interestaduais para o armazenamento de água no AWB	160
Quadro 9.1 - Lei de águas de 1985	165
Quadro 9.2 - Monitoramento e controle dos usos de água na Espanha	169
Quadro 9.3 - Recepção da reforma de 1999 pela sociedade espanhola	171
Quadro 9.4 - Mercados informais na Espanha	172
Quadro 9.5 - Participação de empresas de abastecimento urbano no mercado	173
Quadro 9.6 - Atuação dos bancos de água na Espanha	175
Quadro 9.7 - Perfil das transferências ocorridas via aqueduto Tejo-Segura	176
Quadro 9.8 - Transferências entre as bacias de Guadalquivir e Andaluzia	176
Quadro 11.1 - Interação com outras políticas	224
Quadro 11.2 - Observações para o caso de outorgas coletivas	230
Quadro 11.3 - Observações para o caso de uma associação com mais de um ponto de captação	233
Quadro 11.4 - Observações para o caso de um banco gestor de créditos de uso	236
Quadro 11.5 - Observações para o caso de bancos de água privados	236
Quadro 11.6 - Possibilidade de participação do setor público como ator no mercado	238
Quadro 11.7 - Possibilidade de atuação de bancos de água privados no mercado	238
Quadro 11.8 - Tratamento diferenciado no acesso à água	241

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Comando e controle versus instrumentos econômicos	27
Tabela 2.1 - Tipos de Bem de Acordo com Rival, não Rival, Excludente e não Excludente	38
Tabela 5.1 - Dimensões de um mercado de direitos de água	76
Tabela 5.2 - Estruturas para cobrança (pelo uso/serviços de provisão) da água	85
Tabela 6.1 - Níveis de análise no IAD (do menor para o maior)	99
Tabela 6.2 - Disposição dos fazendeiros na bacia do Rio Grande (NM) a participar de mercados de água	109
Tabela 6.3 - Barreiras à transação de direitos de água percebidas pelos agricultores na cidade de Zhangye (China)	111
Tabela 7.1 - Principais mudanças de políticas envolvendo mercados de água na Austrália (MDB)	117
Tabela 7.2 - A bacia de Murray-Darling	118
Tabela 7.3 - Nível dos reservatórios (GL) e alocações anuais em dois estados da MDB (%)	125
Tabela 7.4 - Alocações transacionadas na MDB (volume e % do total)	133
Tabela 7.5 - Lições da experiência de Murray-Darling	136
Tabela 8.1 - Doutrinas que impedem a transferência de direitos de água	142
Tabela 8.2 - Declarações de cotas do C-BT (proporção do limite máximo)	146
Tabela 8.3 - Estatísticas do mercado de cotas do C-BT (2014-2015)	148
Tabela 8.4 - Órgãos públicos relevantes para mercados de água na Califórnia	153
Tabela 9.1 - Características dos mercados introduzidos na legislação espanhola em 1999	167
Tabela 9.2 - Volumes transacionados por tipo de transferência, em condições normais e de seca (hm ³)	177
Tabela 9.3 - Volumes utilizados e transacionados, por bacia em 2007 (hm ³)	178
Tabela 9.4 - Lições da experiência espanhola	180
Tabela 10.1 - Classificação de competências entre os três entes da federação	185
Tabela 10.2 - Objetivos para eventuais mercados de água no Brasil	194
Tabela 10.3 - Escala geográfica para eventuais mercados de água no Brasil	195
Tabela 10.4 - Instrumentos da PNRH que devem anteceder eventuais mercados de água	197
Tabela 10.5 - Ranqueamento de possíveis arranjos para mercados de água no Brasil	200
Tabela 11.1 - Comparação entre os diferentes arranjos possíveis para mercados de água no Brasil	243

LISTA DE SIGLAS E ACRÔNIMOS

ACCC	Australian Competition and Consumer Commission
ACP	Annual Carryover Program (Colorado)
ADWR	Arizona Department of Water Resources
AEMET	Agencia Estatal de Meteorología (Espanha)
AiA	All-in-Auctions
AMAs	Active Management Areas
ANA	Agência Nacional de Águas
ANCOLD	Australian National Committee on Large Dams
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ASSET	Accounting System for the SEgura river and Transfers
AUA	Associações de Usuários de Água
AUD	Dólares Australianos
AWB	Banco de água do Arizona (EUA)
AWBA	Arizona Water Banking Authority
AWRIS	Australian Water Resources Information System
BoM	Bureau of Meteorology (Austrália)
BoR	Bureau of Reclamation (EUA)
BRL	Reais Brasileiros
CAP	Central Arizona Project
CAs	Comunidades Autônomas (Espanha)
Catedu	Centro Aragonés de Tecnologías para la Educación
CAWCD	Central Arizona Water Conservation District
CBHs	Comitês de bacias hidrográficas
C-BT	Projeto Colorado-Big Thompson (EUA)
CDFW	California Department of Fish and Wildlife
CE	Ceará
CE	Comissão Europeia
CEWH	Commonwealth Environmental Water Holder
CEWO	Commonwealth Environmental Water Office (Austrália)
CF	Constituição Federal
CF	Custo Fixo
CHGuadalquivir	Confederación Hidrográfica del Guadalquivir
CHGuadiana	Confederación Hidrográfica del Guadiana
CHJ	Confederación Hidrográfica del Júcar

CHS	Confederación Hidrográfica de Segura
CHs	Confederações Hidrográficas (Espanha)
CHT	Confederación Hidrográfica del Tajo
CNPJ	Cadastro Nacional de Pessoa Jurídica
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CO2	dióxido de carbono
COAG	Council of Australian Governments
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CR	Comunidad de Regantes
CRA	Colorado River Aqueduct (EUA)
CV	Custo Variável
CVP	California Central Valley Project (EUA)
CWCB	Colorado Water Conservation Board (EUA)
CWT	Colorado Water Trust (EUA)
CYII	Canal de Isabel II (Empresa de Abastecimento - Espanha)
DF	Distrito Federal
DNRM	Department of Natural Resources and Mines
DSE	Department of Sustainability and Environment (Austrália)
DWR	California Department of Water Resources
EBC	European Benchmarking Co-operation
ECO 92	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992)
EEA	European Environment Agency
EPA	Environmental Protection Agency (EUA)
EU ETS	European Union Emissions Trading System
EUA	Estados Unidos da América
EUR	Euro
FR	França
GEE	Gases de efeito estufa
GFMAG	Global Finance Magazine
GL	Gigalitro (1 GL = 1 bilhão de litros)
GMA	Groundwater Management Act
ha	Hectare (1 ha = 10.000 m ²)
hm³	hectômetro cúbico (1 hm ³ = 1 GL)
IAD	Institutional Analysis and Development framework

ICWE	International Conference on Water and the Environment
IEs	Instrumentos econômicos
IIO	Irrigation Infrastructure Operator
IMAZON	Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia
INE	Instituto Nacional de Estadística (Espanha)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IWRM	Integrated Water Resource Management
Km	Quilômetro
kWh	Quilowatt-hora
MAF	Million acre-foot (milhões de acres-pé) (1 MAF = 1.233,48 GL ou hm ³)
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Espanha)
MDB	Murray-Darling Basin (Bacia de Murray-Darling - Austrália)
MDBA	Murray-Darling Basin Authority (Austrália)
MDP	Mecanismo Diferenciado de Pagamento
ML	Megalitro (1 ML = 1 milhão de litros)
MWD	Metropolitan Water District (EUA)
MWh	Megawatt-hora
MWR	Ministry of Water Resources (China)
NCWCD	Northern Colorado Water Conservancy District (EUA)
NPR	National Public Radio (EUA)
NSW-DPI	New South Wales Government: Department of Primary Industries (Austrália)
NWC	National Water Commission (Austrália)
NWI	National Water Initiative (Austrália)
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OMNR	Ontario Ministry of Natural Resources (Canadá)
ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
PCJ	Bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
PIB	Produto Interno Bruto
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PPIC	Public Policy Institute of California
ppm	partes por milhão
PRONAF	Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

PSA	Pagamentos por serviços ambientais
PVID	Palo Verde Irrigation District (EUA)
SCRATS	Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura
SDL	Sustainable Diversion Limit
SES	Social-Ecological System framework
SGMA	Sustainable Groundwater Management Act (EUA)
SIN	Sistema Interligado Nacional
SINGREH ou SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SWB	California State Water Board (EUA)
SWP	California State Water Project (EUA)
TAC	Total Allowable Catch
TACC	Total Allowable Commercial Catch
TCEQ	Texas Commission on Environmental Quality
tCO₂e	tonelada de dióxido de carbono equivalente
UE	União Europeia
USACE	United States Army Corps of Engineers (EUA)
USD	Dólares Americanos
USDA	United States Department of Agriculture (EUA)
USGS	United States Geological Survey (EUA)
VAB	Valor Agregado Bruto
VEWH	Victorian Environmental Water Holder (Austrália)
WCED	World Commission on Environment and Development
WESTGOV	The Western Governors' Association (EUA)
WMO	World Meteorological Organization
WRCC	Western Regional Climate Center (EUA)
WSWC	Western States Water Council (EUA)
WUR	Water Use Rights (China)

TERMOS RELEVANTES

Alocação (de água): designação, por órgão regulador, de volume de água autorizado para uso em determinado período de tempo (por exemplo, um ano) por um usuário.

Banco de água: mecanismo cujo objetivo é o de facilitar transferências voluntárias de água.

Bem econômico: Bem ou serviço que oferece benefícios (possui utilidade) para os indivíduos, mas que contém algum grau de escassez e requer o dispêndio de esforço (ou outros bens) para obtê-lo.

Bem econômico comum: bem ou recurso com alto grau de rivalidade (quando o uso de um indivíduo reduz a quantidade disponível para os outros) e baixo grau de excludabilidade (quando pessoas que não pagam pelo bem não podem ser prevenidas de usá-lo). Conceito distinto do de Propriedade Comum.

Comando e controle (mecanismos de): Instrumentos de política pública que requerem a adesão a padrões específicos, como padrões tecnológicos ou de desempenho.

Eficiência alocativa: uso da água por aquelas atividades que geram mais valor.

Eficiência técnica (ou produtiva): emprego de tecnologias mais eficientes para o uso da água.

Escassez (econômica): situação em que a demanda por determinado bem/serviço é superior à oferta desse mesmo bem/serviço.

Escassez (hídrica) absoluta: disponibilidade hídrica inferior à determinada quantidade tida como essencial ao consumo humano, por exemplo, 500 m³ de água por pessoa por ano.

Estresse hídrico: impossibilidade de atendimento das demandas humanas e ambientais por água, inclusive devido à baixa qualidade da água disponível. Conceito mais abrangente do que o de escassez hídrica.

Externalidades: Quando as ações de um agente afetam outro(s) que não recebem compensação pelo mal causado nem pagam pelo benefício recebido.

Falhas de governo: situações em que a intervenção do governo na economia leva a uma alocação ineficiente de um bem ou recurso. Exemplo: limitações informacionais acerca do bem a ser provido.

Falhas de mercado: condições que afastam a alocação de um bem ou recurso da condição de eficiência, isto é, fazem com que a quantidade demandada por um bem não seja equivalente à quantidade ofertada. Conceito

Homogeneidade (de direitos de propriedade): direitos homogêneos são aqueles que cumprem uma mesma função e possuem as mesmas características (formais). No caso dos recursos hídricos, ainda que os direitos sejam concedidos a diferentes classes de usuários, referentes a diferentes volumes e pontos de extração, eles poderiam ser igualmente transacionados.

Incentivos: Incentivos (em economia) são tudo aquilo que oferece a motivação para que os indivíduos persigam suas preferências, se comportem de determinada maneira.

Instituições: Regras (formais e informais) que afetam, influenciam ou delimitam o comportamento dos indivíduos.

Instrumentos econômicos: ferramentas e políticas que possuem como principal aspecto comum a dependência no sistema de preços.

Jurisdição: espaço geográfico sujeito a um mesmo conjunto de leis (país, estado, município, bacia hidrográfica etc.).

Jusante: da nascente para a foz de um rio; de um ponto mais alto para um ponto mais baixo.

Mercado de água: mecanismo pelo qual usuários de água voluntariamente transacionam (realocam) seus direitos de uso (ou extração) de água, parcial ou totalmente, temporária ou permanentemente, de acordo com suas necessidades e obedecendo a eventuais condições impostas por órgão regulador.

Montante: da foz para a nascente de um rio; relativo ao ponto mais alto, anterior.

Propriedade comum: Tipo de regime de propriedade em que as regras e condições associadas ao uso/extração de um bem ou recurso são oriundas de um processo de decisão coletiva, ou seja, em que um grupo de indivíduos compartilha os direitos de propriedade de um bem ou recurso.

Recurso fugitivo: aquele bem ou recurso que pode “transitar” entre os indivíduos de forma pouco custosa.

Rent-seeking (comportamento de): comportamento quando os agentes buscam auferir renda econômica, isto é, buscam obter o pagamento a um fator de produção em excesso do que é necessário para obter sua oferta.

Uso consuntivo (da água): uso que extrai (retira) a água de sua fonte natural de oferta e, portanto, afeta sua disponibilidade espacial e temporal. Exemplo: irrigação.

Uso não-consuntivo (da água): uso que não extrai (retira) a água de sua fonte natural. Exemplo: navegação.

SUMÁRIO

TERMOS RELEVANTES	15
PRÓLOGO	19
PREFÁCIO	20
1 Introdução: Políticas Públicas e Recursos Hídricos	22
2 Economia e Recursos Naturais: Conceitos Básicos.....	30
2.1 Eficiência	30
2.2 Recursos Renováveis e Recursos Exauríveis	34
2.3 Bens Públicos, Bens Privados, Bens de Clube e Bens Comuns	36
2.4 Direitos de Propriedade e Tragédia dos Comuns	40
2.5 Outros Conceitos Relevantes	44
3 Instrumentos Econômicos para Recursos Naturais	47
3.1 Tributos	48
3.2 Permissões Comercializáveis	50
3.3 Subsídios e Fundos Ambientais	52
3.4 Sistemas de Depósito e Retorno e Títulos Ambientais	54
3.5 Comparação: Mecanismos de Quantidade x Mecanismos de Preço	54
4 Economia e Recursos Hídricos: Implicações e Especificidades.....	58
4.1 Água e os Diferentes Tipos de Bens Econômicos	60
4.2 Água, Direitos de Propriedade e Tragédia dos Comuns	64
4.3 Eficiência na Gestão de Recursos Hídricos	67
4.4 Aumentando a Flexibilidade na Alocação de Água	69
5 Instrumentos Econômicos para Gestão de Recursos Hídricos.....	71
5.1 Mecanismos Baseados em Quantidades: Transação de Direitos de Água	75
5.1.1 Bancos de Água (Water Banks)	80
5.2 Mecanismos Baseados em Preços: Cobrança pelo Uso da Água	84
5.2.1 Cobrança pela Extração de Água	87
5.2.2 Subsídios para Medidas que Conservam Água	89
5.3 Outros Instrumentos Econômicos	90
5.4 Sobre o Processo de Escolha de um IE para Recursos Hídricos	94
6 Instituições (Sociais) e a Gestão de Bens Comuns	96
6.1 Institutional Analysis and Development Framework (IAD)	97
6.2 Regras em Forma e Regras em Uso	102
6.3 Aprendizado a Partir de Experiências Internacionais	103
6.4 Aceitação Pública e Instrumentos Econômicos para Recursos Hídricos	106

7 Estudo de Caso: Austrália (Bacia de Murray-Darling)	115
7.1 Sobre a Bacia dos Rios Murray-Darling	117
7.2 Separação dos Direitos de Propriedade da Terra e Direitos para Extração e Uso da Água	121
7.2.1 Direitos de Acesso à Água (Entitlements) e Alocações (Allocations)	122
7.3 Murray-Darling Basin Plan e Compra de Direitos para Fins Ambientais	127
7.4 Monitoramento da Extração e Uso da Água e Disponibilidade de Informações	129
7.5 Considerações Gerais, Resultados e Lições Aprendidas	131
8 Estudo de Caso: Estados Unidos da América	139
8.1 Projeto Colorado Big-Thompson (C-BT Project)	143
8.2 Califórnia: Programa MWD/PVID	150
8.3 Banco de Água do Arizona (AWB)	156
9 Estudo de Caso: Espanha	163
9.1 Mercados de Água no Ordenamento Jurídico Espanhol: A Lei de Águas de 1999	166
9.2 Mercados de Águas: Diversidade de Práticas	171
9.3 Considerações Gerais, Resultados e lições Aprendidas	177
10 Brasil: Diagnóstico do Cenário Atual	181
10.1 Considerações Jurídicas Acerca do Uso de Instrumentos Econômicos para a Gestão de Recursos Hídricos no Brasil	181
10.2 Percepções Sobre Viabilidade Legal e Administrativa de Novos Instrumentos para Gestão de Recursos Hídricos	193
Apêndice 10.1 - Questionários para Coleta de Percepções Sobre Mercados de Água no Brasil	204
Apêndice 10.2 - Lista de Organizações Consultadas e Participantes nas Consultas Sobre a Realidade Brasileira	220
11 Brasil: Proposição de Novos Instrumentos para Gestão de Água	221
11.1 Aspectos Pertinentes a Todos os Arranjos Possíveis	225
11.2 Considerações Individuais Acerca dos Arranjos Possíveis	229
11.2.1 Transferências a Partir de Termo de Alocação Negociada em Momentos de Crise	229
11.2.2 Transações a Partir de um Ponto de Captação Compartilhado por mais de um Usuário	231
11.2.3 Bancos de Água Públicos (para a Compensação por Redução de Consumo)	234
11.2.4 Criação de Títulos/Certificados de Alocação Anual Transacionáveis	236
11.2.5 Flexibilização das Regras Atuais para Transferência de Outorgas	239
11.3 Comparação Entre os Arranjos Possíveis	241
12 Encerramento	245
13 Bibliografia	249

PRÓLOGO

O enfrentamento das crises hídricas recentes no Brasil tem possibilitado uma visão crítica da atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos em relação à sua capacidade de atuar nessas situações extremas, especialmente em um cenário no qual ainda persiste a necessidade de investimentos em infraestrutura hídrica e sabendo-se que as mudanças climáticas apontam para uma tendência de intensificação das secas em algumas regiões do País.

As políticas adotadas para atenuar os impactos das secas tem variado ao longo do tempo, desde ações puramente assistencialistas até intervenções de caráter permanente e estruturante, como no caso da construção de reservatórios. Entretanto, importante também avançar em medidas de gestão de caráter proativo, necessárias ao enfrentamento da escassez hídrica e à manutenção da vida e das atividades produtivas nessas regiões. Nesse contexto, as propostas de adoção de instrumentos econômicos na alocação de água e as discussões sobre prioridades de uso nas bacias hidrográficas, emissão de outorgas coletivas e alterações temporárias nos atos já emitidos, por meio de negociações com os usuários ou entre os mesmos, trazem elementos novos aos debates sobre a busca de maior segurança hídrica para o uso sustentável dos recursos hídricos.

Na presente publicação, a ANA e o Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas apresentam algumas dessas reflexões, especificamente uma análise exploratória da adoção de instrumentos econômicos de gestão de recursos hídricos em situações de conflito pelo uso da água. Trata-se de mais uma contribuição para o necessário aprimoramento da alocação de água nas bacias hidrográficas brasileiras que se soma aos esforços, já em andamento, de construção de marcos regulatórios.

Espera-se que as informações e análises contidas nesta publicação sejam úteis para todos aqueles que se interessam pelo desafio da gestão dos recursos hídricos e sirvam como subsídios para políticas proativas necessárias à sustentabilidade do uso da água no Brasil.

PREFÁCIO

Água é um recurso escasso em muitos contextos e eventos de escassez hídrica vêm se tornando cada vez mais frequentes. Adicionalmente, as mudanças climáticas podem mudar padrões de chuvas em diversas regiões, assim, intensificando um problema já existente ou fazendo com que a escassez se torne uma realidade em locais nos quais recursos hídricos eram tidos como abundantes.

Eventos extremos que atingiram o Brasil nos últimos anos, tais como as secas no Nordeste (2012-2017) e as inundações na região amazônica, aliados às crises a elas associadas, como a do Sistema Cantareira (2013-2014), demonstram a relevância de se aprofundar em análises e ferramentas que visem trazer maior resiliência e capacidade de resposta ao setor de recursos hídricos frente à variabilidade climática.

A gestão dos recursos hídricos é um problema complexo para o qual um enfoque econômico pode oferecer valiosas contribuições. Entretanto, a base oferecida pela teoria econômica não necessariamente faz parte do rol de ferramentas adquirido por tomadores de decisão, engenheiros, hidrólogos e outros cientistas naturais ativos nas discussões sobre como melhor gerenciar a extração e o consumo de água.

Nesse sentido, esta publicação busca introduzir de maneira didática e sistemática os principais conceitos econômicos que podem oferecer uma lente adicional para o leitor interessado em analisar problemas associados à maneira com que os indivíduos em diferentes contextos administram um recurso escasso como a água. Ainda que a tarefa seja árdua, é nossa expectativa que a leitura confira ao leitor a segurança para analisar os estudos de caso internacionais e os possíveis caminhos apresentados para o Brasil e disseminar esse conhecimento em outras ocasiões e arenas.

Mesmo para aqueles que já detenham conhecimentos prévios acerca da economia dos recursos naturais (e hídricos), a adição de experiências reais com mercados de direitos de água e a especial atenção dedicada aos aspectos institucionais (formais e informais) relacionados à gestão da demanda por recursos hídricos, a partir das informações e literatura mais recentes, permite o confronto entre previsões gerais (teóricas) e as realidades locais (práticas).

Naturalmente, questões acerca da qualidade da água também são importantes, e poderiam se beneficiar de uma análise calcada na economia. Contudo, é necessário estabelecer um foco momentâneo para garantir certo nível de aprofundamento para o leitor. Tal direcionamento é parcialmente motivado pela condução de estudos prévios, como a realização de Análise Custo-Benefício de medidas de adaptação às mudanças climáticas na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ)¹, nos quais a equipe do GVCes identificou a necessidade de considerar novos mecanismos para lidar com as incertezas futuras e reduzir situações de conflito pelo uso da água no Brasil. Restringe-se, similarmente, a atenção a instrumentos inovadores no contexto brasileiro, em particular os mercados de direitos de água.

¹ Finalizada em novembro de 2014, como resultado de uma parceria firmada entre Ministério do Meio Ambiente e GVCes (disponível em <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/MudancasClimaticas/MudancasClimaticas.aspx>).

Outras disciplinas também são relevantes para o tema, mas, reconhecendo suas limitações, a publicação privilegia uma abordagem predominantemente econômica. De fato, é possível reconhecer uma função negativa da disciplina econômica², qual seja: a de contrabalançar e corrigir as intuições do analista que falhem em considerar os incentivos de cada indivíduo e as consequências para além do efeito imediato de determinada política ou curso de ação.

Os conteúdos aqui apresentados são primeiramente direcionados a formuladores de políticas públicas (em nível nacional) e gestores de recursos hídricos (em nível local). Também constituem valiosa fonte de informações para membros da sociedade civil, por exemplo participantes de comitês de bacias hidrográficas; gestores de empresas intensivas em recursos hídricos; autoridades públicas de áreas próximas da agenda hídrica, como o setor agrícola; além de acadêmicos (pesquisadores e professores).

É nossa expectativa que cada seção gradualmente auxilie na construção de uma imagem mais clara sobre como diferentes instrumentos econômicos, em particular mercados de direitos de uso de água, podem contribuir para uma melhor gestão dos recursos hídricos, cada vez menos propensa a eventos de escassez.

2 Conforme sugerido, por exemplo, por Knight (1935).

1 Introdução: Políticas Públicas e Recursos Hídricos

Água como bem crescentemente escasso

Água é um dos recursos naturais mais importantes do planeta, seja para o suprimento das necessidades humanas mais básicas, seja para a produção agrícola por meio da irrigação, uso industrial, geração de energia elétrica etc. Todas essas atividades só podem ocorrer se houver água em quantidade e qualidade disponível para ser extraída dos rios, lagos e aquíferos (SCHEWE, HEINKE, et al., 2014).

A escassez hídrica, no entanto, já afeta o desenvolvimento e o bem-estar em diversos países do mundo (RIJSBERMAN, 2006) e, devido ao crescimento populacional e econômico esperados para as próximas décadas, a demanda por recursos hídricos tende a crescer e intensificar ainda mais esses problemas, tanto em regiões que já sofrem quanto em regiões que passarão a sofrer com eventos de escassez (SCHEWE, HEINKE, et al., 2014).

De fato, o consumo de água tem crescido a uma taxa duas vezes maior do que a taxa de crescimento populacional e, ainda que o recurso seja abundante em algumas regiões do planeta, estima-se que aproximadamente 1,8 bilhão de pessoas viverão em países ou regiões com escassez absoluta³ de água e dois terços da população mundial podem experimentar condições de estresse hídrico até 2025 (UN WATER, 2013).

21 dos 37 maiores aquíferos no mundo tiveram mais água sendo removida do que reposta na última década e, assim, estão sendo esgotados (RICHEY, THOMAS, et al., 2015). A dependência nas águas subterrâneas deve aumentar no futuro, especialmente em regiões como a do estado norte-americano da Califórnia, em que 60% da água consumida em 2014/15 veio de seus aquíferos devido à intensa crise hídrica enfrentada pelo estado (FRANKEL, 2015).

Um dos motivos pelos quais a Califórnia enfrenta situação hídrica dramática é a queda no volume de água proveniente do derretimento de neve, por sua vez acumulada em volumes menores em anos recentes devido a temperaturas mais altas nos meses de inverno. Tal situação deverá ser cada vez mais comum para regiões que dependem da neve para o seu suprimento de água (MANKIN, VIVIROLI, et al., 2015).

³ Disponibilidade de água inferior a 500 m³ por habitante por ano (UN WATER, 2013).

Algumas regiões do Brasil também enfrentaram problemas de escassez hídrica, após o país passar por período de seca mais severo em mais de 35 anos (ARSENAULT, 2015). As regiões Sudeste e Nordeste do país perderam, respectivamente, 56 e 49 trilhões de litros de água a mais em cada um dos anos no triênio 2012-2015, em comparação com níveis históricos (GETIRANA, 2015).

Nesse período, tais regiões brasileiras demonstraram sua vulnerabilidade frente a oscilações da oferta de água, visto que a redução do volume de chuvas, frente à média dos últimos 35 anos, em 20% na região Nordeste (23% no Sudeste), foi suficiente para elevar consideravelmente suas condições de escassez hídrica (GETIRANA, 2015).

As mudanças climáticas devem exacerbar ainda mais esses desequilíbrios hídricos tanto em termos globais como regionais, fazendo com que 15% adicional da população mundial esteja exposta a quedas expressivas na quantidade de água e aumentando o número de pessoas vivendo em condições de escassez hídrica absoluta⁴ em 40%, quando comparados a cenários em que há somente o crescimento populacional (SCHEWE, HEINKE, et al., 2014).

Logo, é possível concluir que os conflitos pelo acesso e uso da água em regiões que já sofrem com esses problemas podem ser intensificados, bem como, regiões que historicamente não haviam sofrido com disputas pelo recurso possam vivenciar tal situação em decorrência das alterações dos regimes de chuva e do crescimento populacional e econômico.

Gestão de recursos hídricos como um problema complexo

O cenário apresentado acima representa um problema para a sociedade como um todo e, em particular, para os gestores públicos⁵, qual seja, como gerir um recurso escasso frente a demandas múltiplas e, por vezes, concorrentes. As particularidades e características especiais inerentes aos recursos hídricos fazem com que tal problema seja ainda mais complexo.

Exemplo da complexidade do tema é a ausência de um sistema universalmente aceito para a classificação de sistemas hídricos que auxilie a gestão e conservação de recursos hídricos em escalas nacional, regional e municipal (ou de província) (OMNR, 2013).

Sistemas hídricos podem, por exemplo, ser classificados entre lagos, alagados, aquíferos subterrâneos e correntes. Contudo, dentro dessas categorias outras classificações podem surgir de acordo com características abióticas (geoclimáticas, geomórficas, hidrológicas e químicas) e bióticas (de acordo com as espécies animais e vegetais encontradas no corpo d'água) (OMNR, 2013).

Problemas complexos são caracterizados por uma diversidade de fatores, logo, não é tarefa trivial sequer obter um quadro compreensivo acerca desses, quanto mais resolvê-los. É importante, todavia, que disciplinas individuais consigam prover critérios e ferramentas que auxiliem em tal tarefa (KOMIYAMA e TAKEUCHI, 2006).

4 Escassez hídrica absoluta é entendida como disponibilidade hídrica inferior a 500 m³ de água por pessoa por ano (SCHEWE, HEINKE, et al., 2014). No restante do estudo, no entanto, o termo "escassez hídrica" é empregado de forma mais abrangente, principalmente refletindo o fato de que a demanda por água é superior à quantidade disponível em dado momento e região.

5 Dado que na maioria dos países e no Brasil a água é de propriedade estatal, com seu uso sendo concedido para os indivíduos por órgão ou autoridade pública.

Problemas complexos são caracterizados por uma diversidade de fatores, logo, não é tarefa trivial sequer obter um quadro compreensivo acerca desses, quanto mais resolvê-los. É importante, todavia, que disciplinas individuais consigam prover critérios e ferramentas que auxiliem em tal tarefa (KOMIYAMA e TAKEUCHI, 2006).

Assim, reconhecendo que respostas não emergirão a partir de apenas uma visão ou linha de raciocínio, o estudo atual foca seus esforços e atenção em uma abordagem em especial: a econômica. Tal abordagem não se propõe superior nem independente a demais formas de analisar o problema da escassez hídrica, no entanto, apresenta conhecimento relevante e necessário para a busca das respostas mais adequadas.

O termo “adequadas” acima é propositalmente empregado de forma a ressaltar que não existem panaceias com relação à gestão dos recursos hídricos. Cabe, assim, observar que eventuais soluções são contexto-específicas, isto é, dependem da geografia, cultura, distribuição de renda, políticas existentes e das instituições que cercam determinado corpo d’água, bacia hidrográfica ou região.

Gestão de recursos hídricos através de abordagem econômica

O primeiro passo para que se conduza análise acerca da gestão de recursos hídricos a partir de uma perspectiva econômica é o próprio reconhecimento da água como um bem econômico, respeitando-se as condições em que ela não é. Para que recursos hídricos sejam utilizados de forma sustentável, os diferentes usuários devem reconhecer o valor de escassez do recurso (BACKEBERG, 1997).

Ainda que seja possível superar eventos de escassez por meio da construção de infraestrutura, como barragens, usinas de dessalinização, ou poços mais profundos, essas soluções focadas no lado da oferta revelam-se cada vez mais custosas. Adicionalmente, a expansão da oferta de água possui cada vez menos valor se é logo superada por uma demanda constantemente crescente (ZETLAND, 2014).

Assim, as crescentes pressões sobre recursos hídricos têm levado diversas jurisdições a contemplar diferentes opções e mecanismos para aumentar a eficiência no uso da água (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002). Entre essas opções é possível destacar o uso de instrumentos econômicos (IEs).

A noção de que a água pode ser vista como um bem econômico é, inclusive, reconhecida nos princípios de Dublin⁶: “Água possui valor econômico em todos os seus usos competitivos e deve ser reconhecida como um bem econômico” (traduzido de ICWE, 1992). As razões para tal reconhecimento são diretas, uma vez que a economia é a disciplina que trata da alocação de recursos escassos e, dessa forma, problemas acerca da alocação de água podem ser encarados como de ordem econômica. Um olhar econômico pode ajudar, por exemplo, na compreensão de que eventos de escassez simplesmente refletem o fato de que a quantidade demandada supera aquela ofertada aos preços correntes (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997).

6 Os princípios de Dublin são resultado da Conferência Internacional sobre Água e o Meio Ambiente (do inglês International Conference on Water and the Environment – ICWE) que reuniu mais de 500 participantes, inclusive especialistas designados pelos governos de 100 países e representantes de 80 organizações intergovernamentais e não-governamentais, na cidade irlandesa de Dublin, nos dias 26 a 31 de Janeiro de 1992. A declaração resultante da Conferência foi direcionada aos líderes mundiais que participariam da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO 92), realizada nos dias 3 a 14 de Junho de 1992, na cidade do Rio de Janeiro (WMO).

Questões acerca do preço da água são particularmente interessantes para analisar descompassos entre a demanda e oferta de água. Na maioria dos mercados por bens e serviços os bens escassos são alocados por meio do sistema de preços, que fornecem informações importantes sobre escassez e valor de uso.

Todavia, mercados de (direitos de) água são raros e os preços dos recursos hídricos são comumente determinados administrativamente, isto é, definidos por algum órgão regulador com base em contextos e considerações políticas⁷, que podem não refletir nem levar em consideração o valor econômico dos recursos hídricos (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Preços que não reflitam a real disponibilidade de um recurso não oferecem os incentivos corretos para que os consumidores o utilizem de maneira eficiente e sustentável. Tal constatação, associada às limitações comuns de mecanismos de comando e controle (pouca flexibilidade e altos custos administrativos – ver abaixo) justifica o aumento do interesse nos instrumentos econômicos para lidar com eventos de escassez hídrica.

Novamente, a análise de diferentes mecanismos para a gestão de água a partir da teoria econômica e da interpretação da água como um bem econômico é apenas uma das bases que devem ser levadas em consideração por um tomador de decisão debruçando-se sobre o assunto. Questões legais, institucionais, morais, culturais etc. também podem e devem ser contempladas.

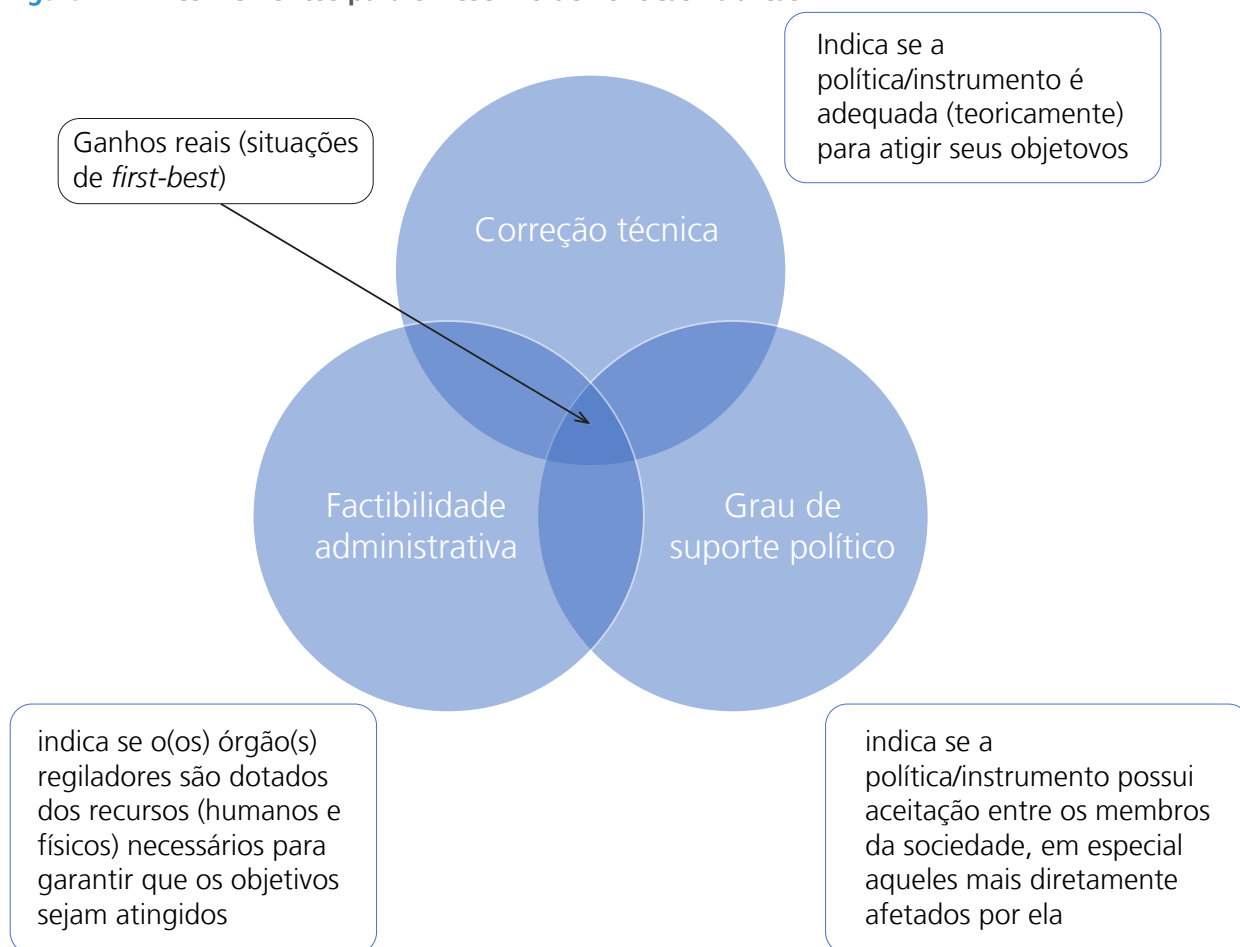
Análise de políticas públicas

Além de calcado majoritariamente em uma abordagem econômica, o estudo também apresenta um viés direcionado à análise de políticas públicas, mais especificamente na adoção de instrumentos econômicos como forma de regular a demanda por recursos hídricos. Reconhecem-se aqui três elementos básicos para o desenho e avaliação de políticas, representados na **Figura 1.1**.

Os maiores ganhos para a sociedade são observados na intersecção desses três elementos, entretanto, limitações e dificuldades em atingir qualquer um destes faz com que a análise de políticas seja comumente baseada em second-bests⁸. Esse é especialmente o caso para países em desenvolvimento em que falhas de mercado e/ou de governo específicas de seus contextos não podem ser removidas no curto prazo (RODRIK, 2008).

7 Olmstead e Stavins (2007) não fazem aqui qualquer juízo de valor, apenas constataam que comumente preços de água são definidos a partir de considerações políticas. Se tal definição é feita de forma a garantir o uso eficiente e a disponibilidade dos recursos hídricos no futuro é algo que pode ser discutido inicialmente do ponto de vista teórico, mas que em última instância requer análises específicas para cada caso.

8 Situação em que uma ou mais condições ótimas não podem ser satisfeitas.

Figura 1.1 - Três Elementos para o Desenho de Políticas Públicas

Fonte: Pritchett (2005).

Os elementos de correção técnica e factibilidade administrativa são mais comumente observados e discutidos quando da concepção e desenho de políticas públicas, ao passo que o suporte político tende a receber menos atenção (PRITCHETT, 2005). Entretanto, é importante lembrar que a adoção (com sucesso) de quaisquer mecanismos depende de seu nível de aceitação política (ALLAN, 1999). Quaisquer reformas acerca da alocação de água resultam na redistribuição de benefícios econômicos e, comumente, geram considerável oposição política (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

Similarmente, a comparação dos diferentes instrumentos e políticas para lidar com um mesmo problema deve ser feita tendo em vista os custos e benefícios totais para a sociedade resultantes de cada um desses arranjos (COASE, 1960). Mais do que isso, é importante não incorrer na chamada "nirvana approach", ou seja: comparar arranjos institucionais reais e imperfeitos com normas idealizadas e utópicas (DEMSETZ, 1969).

Instrumentos para políticas públicas: comando e controle e instrumentos econômicos

A escolha dos instrumentos que suportam uma política pública representa uma etapa fundamental para que determinado objetivo ambiental (ou meta de conservação de recursos naturais) seja alcançado com sucesso. Em particular, é importante selecionar aqueles instrumentos que consigam ser eficazes ao menor custo possível para a sociedade. Entretanto, muitas das contribuições provenientes da teoria econômica que permitiriam uma escolha melhor fundamentada ainda não foram absorvidas por formuladores de políticas, nem consistentemente aplicadas em seus processos de tomada de decisão (HEPBURN, 2006).

De modo geral, economistas dividem os instrumentos de políticas públicas em duas principais categorias, de acordo com o grau de flexibilidade oferecido aos indivíduos e empresas para atingir certas metas (definidas pelo órgão regulador):⁹

Tabela 1.1 - Comando e controle versus instrumentos econômicos

Abordagens de comando e controle	Mecanismos baseados em mercados ou incentivos (instrumentos econômicos)
<ul style="list-style-type: none"> - Oferecem pouca flexibilidade aos indivíduos/empresas para responder à regulação; - Requerem a adesão a padrões específicos, como padrões tecnológicos ou de desempenho. Por exemplo, determinam a instalação de equipamento específico de controle de poluição; - Idealmente adotados quando: <ul style="list-style-type: none"> i) o regulador possui boas informações sobre os custos (de cumprimento) dos entes regulados, ii) o risco de captura⁹ ou falha governamental é limitado, e iii) o objetivo almejado é melhor alcançado pela imposição de obrigações similares para diferentes indivíduos/empresas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Oferecem maior flexibilidade aos indivíduos/empresas para responder à regulação e incentivam a busca constante por novas soluções; - Oferecem sinal de preços para os indivíduos/empresas regulados; exploram a capacidade dos mercados de agregar as informações; - Incluem instrumentos baseados em preços (tributos e subsídios) e baseados em quantidade (sistemas de permissões comercializáveis); - Preferidos quando: <ul style="list-style-type: none"> i) as respostas podem variar entre os diferentes atores regulados; e ii) há assimetria de informações, de forma que o regulador não possui conhecimento sobre os custos (de cumprimento) dos indivíduos/empresas.

Fontes: elaborado a partir de Tietenberg (1990); Hahn e Stavins (1991); e Hepburn (2006).

⁹ Quando os indivíduos com alto interesse no resultado de determinada política focam seus recursos para tentar conquistar aquele resultado que preferem, distinto daquele que seria benéfico para a sociedade como um todo.

Aquelas regulações baseadas em mercados, ao menos teoricamente, revelam-se mais custo-eficientes do que os mecanismos baseados em comando e controle. A dependência em incentivos econômicos também tende a reduzir eventuais conflitos entre proteção ambiental e desenvolvimento econômico (TIETENBERG, 1990). Na prática, eventuais comparações são dificultadas pelo fato de que quaisquer instrumentos são adotados dentro de contextos também políticos e estão inseridos em sistemas regulatórios complexos (HAHN e STAVINS, 1991).

A escolha por uma abordagem mais inclinada para o mercado (sistema de preços) ou para a intervenção governamental direta depende, também, das características e hábitos de cada jurisdição. Livingston (1995), por exemplo, elenca os fatores abaixo como tendo relevância para que uma abordagem seja mais aceita do que a outra e, conseqüentemente, faça com que os agentes privados alterem seus comportamentos em direção à conservação de água:

- ❖ O estágio de desenvolvimento de uma economia de mercado, perspectivas históricas e experiências com mecanismos de comando e controle;
- ❖ As capacidades organizacionais dos usuários de água e agências governamentais;
- ❖ As capacidades técnicas e a imparcialidade das agências governamentais para avaliar os ganhos ou perdas econômicas advindas das transferências de (direitos de) água;
- ❖ A escala das transações e da realocação contempladas, com muitas transferências de menor porte sendo mais indicadas para uma solução via mercado (LIVINGSTON, 1995).

Há, adicionalmente, diferentes maneiras de se desenhar e implementar instrumentos para atingir determinado objetivo. Na distinção entre comando e controle e instrumentos econômicos, o foco nas seções seguintes se dará no segundo grupo, devido à sua maior custo-efetividade, ao menos em teoria, e especialmente ao seu caráter inovador junto à gestão de recursos hídricos e, por conseguinte, à maior possibilidade de (novos) aprendizados.

De fato, ainda que economistas sugiram a aplicação de IEs, e ressaltem suas virtudes, para lidar com questões ambientais e recursos naturais desde muito tempo, há considerável distância entre a teoria desenvolvida por estes e a adoção daqueles mecanismos na prática. Ou seja, a utilização de mecanismos baseados em mercados, conquanto promissora, ainda é tímida e restrita a poucos casos (HELM, 2005), embora a tendência recente revele uma crescente participação desses instrumentos no mix de políticas ambientais e até mesmo para recursos hídricos (LANDRY e ANDERSON, 2000; GRIFFIN, 2016).

Organização do estudo

O estudo tem ambição de permitir ao leitor a obtenção de conhecimento suficiente, baseado em um olhar econômico, para analisar as dificuldades associadas à gestão de recursos hídricos em situações de escassez. Tal tarefa, embora difícil, tem início na apropriação de conceitos econômicos basilares, para posteriormente prosseguir à análise de experiências práticas e, finalmente, possibilitar a exploração de alternativas para o caso brasileiro.

Nesse sentido, a **Seção 2** apresenta e elabora os conceitos fundamentais para a análise do uso de instrumentos econômicos para fins ambientais, desde a teoria econômica clássica, passando pela economia dos recursos naturais, pela economia dos direitos de propriedade e pelo campo da economia ambiental para, então, identificar os instrumentos utilizados para lidar com situações de escassez de determinado recurso natural (**Seção 3**).

A **Seção 2**, por sua vez, relaciona os conceitos apresentados em termos gerais com o contexto específico dos recursos hídricos, em particular, avançando na discussão acerca dos diferentes tipos de bens econômicos e de direitos de propriedade no contexto de recursos hídricos. Por fim, a **Seção 5** apresenta em caráter teórico os instrumentos econômicos que podem ser utilizados para a gestão da demanda por água.

Provido o embasamento teórico, a **Seção 6** começa a refinar a análise ao focar no papel a ser desempenhado pelas instituições (formais e informais) nos arranjos que governam o uso de água em diferentes contextos e os padrões que emergem a partir deles. Em particular, a seção introduz um framework (o Institutional Analysis and Development, desenvolvido por Elinor Ostrom) que tem sido comumente utilizado para investigar a gestão de bens econômicos comuns.

As **Seções 7** (Austrália – Bacia de Murray-Darling), **8** (Estados Unidos – Arizona, Colorado e Califórnia) e **9** (Espanha) apresentam e analisam casos internacionais em que mercados de direitos de água formais surgiram e seguem em funcionamento, destacando os principais aspectos governando tais mercados e extraíndo as lições e desafios encontrados em cada caso.

A **Seção 10** faz breve diagnóstico do atual arranjo legal para a gestão de recursos hídricos no Brasil e apresenta as percepções de especialistas no assunto para as possíveis oportunidades e entraves para a adoção de mercados de água no país. A **Seção 11**, então, oferece diferentes caminhos para que tal instrumento passe a fazer parte do rol de políticas públicas à disposição de gestores e usuários de água, com o intuito de reduzir a ocorrência e a frequência de eventos de escassez, bem como aumentar a eficiência no uso do recurso.

Finalizando, a **Seção 12** resume as principais descobertas do estudo oriundas da teoria econômica, dos estudos de casos internacionais e do diálogo com a realidade brasileira. Ainda que seja possível uma leitura isolada das seções (em particular dos blocos teórico, prático internacional e exploratório para o Brasil), é nossa recomendação que o leitor percorra toda a jornada aqui exposta e, assim, consiga estabelecer conexões que de outra forma não seriam possíveis.

2 Economia e Recursos Naturais: Conceitos Básicos

A análise econômica pode ajudar na identificação das ocasiões em que problemas ambientais emergem, na descoberta de suas causas e na procura por maneiras de lidar com tais situações. Os campos da economia ambiental e dos recursos naturais e da economia dos direitos de propriedade configuram importantes referenciais teóricos ao oferecer: i) base firme para o estudo das relações dos indivíduos com recursos naturais escassos; e ii) fundamentos para o desenho de soluções para tornar essas relações mais sustentáveis (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Assim, antes de analisar exclusivamente a gestão dos recursos hídricos, em particular a regulação da demanda por esses recursos através de instrumentos econômicos, é importante explicitar e analisar alguns conceitos relevantes oriundos da teoria econômica.

Em virtude dos objetivos da seção de nivelar o conhecimento e permitir a compreensão das demais seções por diversos perfis de leitores, alguns dos conceitos apresentados podem ser considerados básicos para aqueles leitores mais familiarizados com a teoria econômica clássica.

2.1 Eficiência

Um dos principais critérios econômicos para a escolha de uma solução particular para lidar com questões associadas à alocação de recursos em determinado momento é o da eficiência. Embora seja um conceito passível de diferentes interpretações, eficiência pode ser definida com base nas curvas de oferta e demanda por um bem ou serviço. Essas curvas, por sua vez, são construídas a partir do pressuposto de que os agentes econômicos tomam decisões na margem, isto é, em termos da próxima unidade de um bem ou serviço a ser produzido/consumido/transacionado.

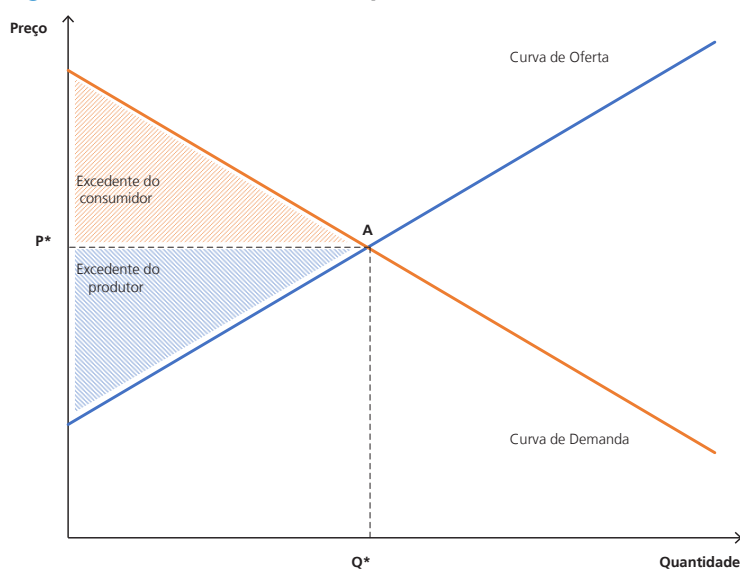
O Quadro 2.1 explica a razão por trás dos formatos das curvas de demanda e oferta.

No caso da oferta de água, por exemplo, pensa-se nos custos/benefícios de extrair (ou consumir) o próximo litro de água. Outra noção de eficiência frequente entre economistas é a que se relaciona com o “ótimo de Pareto”, segundo o qual uma alocação é eficiente quando não é possível aumentar o bem-estar de um indivíduo sem reduzir o dos demais (STIGLITZ e WALSH, 2003a). Considerando que os agentes tomam decisões relativas a alocações intertemporais, ou seja, para mais de um período, distinção relevante é aquela entre eficiência estática e dinâmica.

Eficiência estática

Basicamente, a condição de eficiência é satisfeita quando a alocação de um bem ou serviço maximiza o excedente econômico, isto é, a soma dos excedentes dos consumidores e dos produtores. Em um mercado perfeitamente competitivo¹⁰ tal ponto é atingido no encontro das curvas de demanda e oferta por esse bem ou serviço (ponto A na **Figura 2.1**).

Figura 2.1 - Quantidade de equilíbrio, excedente do consumidor e excedente do produtor



O excedente do consumidor diz respeito à diferença entre o total que o consumidor estaria disposto a pagar por determinada quantidade de um bem acima do seu preço de mercado (área hachurada escura na Figura 2.1).

Similarmente, o excedente do produtor diz respeito à diferença entre o total que o produtor estaria disposto a receber para ofertar determinada quantidade de um bem abaixo do seu preço de mercado (área hachurada clara).

Fonte: elaboração própria.

Essa combinação particular de quantidade e preço maximiza a diferença entre os benefícios e os custos, ou seja, os benefícios líquidos para cada agente e para a sociedade como um todo (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Tal racional pode ser aplicado no caso mais simples em que há somente um produtor e um consumidor, como para o caso em que há diversos produtores e consumidores atuando em um mesmo mercado. Nesse caso, trata-se dos excedentes agregados dos consumidores e produtores.

Quadro 2.1 - Curvas de Demanda e Oferta

Conforme o preço de um bem ou serviço aumenta, os produtores interessados em maximizar seus lucros irão expandir a produção para aumentar sua receita. Contudo, observa-se que, em diversos mercados para bens e serviços, os custos incrementais de prover uma unidade adicional também crescem com a quantidade ofertada. Isto é, existem custos marginais de produção crescentes. A hipótese de custos marginais crescentes faz com que a curva de oferta de um bem ou serviço seja ascendente, conforme observado na **Figura 2.1**.

Por outro lado, à medida que o preço de determinado bem ou serviço cai, os consumidores desejam adquirir quantidades maiores desse bem. A inclinação da curva de demanda, por sua vez, é descendente (vide **Figura 2.1**), uma vez que o benefício associado ao consumo de uma unidade incremental é cada vez menor¹¹. Em outras palavras, o formato da curva de demanda reflete a hipótese dos benefícios marginais decrescentes.

¹⁰ Aquele em que nenhum produtor e nenhum consumidor conseguem afetar individualmente o preço de mercado.

¹¹ Por exemplo, o benefício para qualquer pessoa de consumir seu primeiro litro de água é maior do que o benefício de consumir o centésimo litro de água.

A noção de eficiência estática é importante para comparar as possíveis alocações (quantidade e preço) de um bem ou serviço quando o tempo não é um fator importante. Para aquelas situações em que o tempo não é um fator importante, quando os fluxos do ano seguinte não dependem das escolhas feitas no presente, o conceito de eficiência estática pode ser aplicado de forma satisfatória.

Entretanto, quando o tempo é relevante, devem-se realizar as análises de acordo com o conceito de eficiência dinâmica, ou seja, o valor presente¹² dos benefícios líquidos que poderiam ser recebidos a partir de todas as possíveis combinações de alocação dos recursos em todos os períodos relevantes (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Eficiência e custo-efetividade

Estimar e agregar os benefícios auferidos por diversos atores em diferentes momentos no tempo pode não ser factível e, nesse caso, não é mais possível atingir uma alocação eficiente, conferindo pouca praticidade ou utilidade ao conceito de eficiência dinâmica. É, todavia, possível estabelecer um objetivo ou meta com base em outro critério e comparar diferentes alternativas com relação aos seus custos para atingi-los. A política que consegue fazê-lo é tida como mais custo-efetiva.

Por exemplo, é possível estipular um nível de segurança ecológica para determinado problema e, a partir deste, comparar quais políticas conseguiriam alcançá-lo ao menor custo possível. Alguns exemplos são apresentados no **Quadro 2.2**. É importante notar que todas as soluções eficientes são custo-efetivas, porém nem todas as alocações custo-efetivas são eficientes, dado que o objetivo a ser perseguido pode não ser eficiente (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Quadro 2.2 - Exemplos de Níveis de Segurança Ecológica

As mudanças climáticas oferecem um exemplo de nível de segurança ecológica que, caso ultrapassado, pode implicar em impactos profundos sobre diversos outros sistemas naturais. Nesse sentido, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) estima que, para evitar efeitos consideráveis e irreversíveis sobre o meio ambiente e a sociedade, a concentração de CO₂ deve ser estabilizada em 400 ppm. Já Hansen, Sato et al (2008) sugerem que uma concentração ainda menor, de 350 ppm, é necessária para que seja possível preservar um planeta ao qual a vida na Terra já está adaptada.

Outro exemplo de nível de segurança ecológica é observado na gestão de recursos pesqueiros na Nova Zelândia. De forma a garantir a maior produção possível, mas ao mesmo tempo manter a capacidade produtiva dos estoques de peixes do país, o Ministério de Indústrias Primárias determina as quantidades totais que podem ser pescadas e pescadas para fins comerciais por espécie de peixe por ano, respectivamente TAC e TACC (do inglês, Total Allowable Catch e Total Allowable Commercial Catch).

Fontes: EEA (2008); Hansen, Sato et al (2008); e New Zealand Ministry for Primary Industries (2009).

¹² O valor presente é o valor corrente de um fluxo de renda futuro (ou soma de dinheiro) dada uma taxa de desconto. Quanto mais elevada a taxa de desconto, menor o valor presente dos fluxos futuros de renda (ver **Quadro 2.4**).

Eficiência dinâmica e desenvolvimento sustentável

A partir dos conceitos de eficiência estática e dinâmica, o desenho e avaliação de políticas e instituições podem ser conduzidos com base em suas capacidades de atingir alocações eficientes, ao menor custo possível e garantindo que não haja desperdício de recursos naturais escassos e, conseqüentemente, o comprometimento das oportunidades de uso futuro.

Dessa maneira, é interessante analisar como a eficiência dinâmica se relaciona com o conceito de desenvolvimento sustentável. Desenvolvimento sustentável é entendido como aquele que “satisfaz as necessidades presentes, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

Se a alocação é dinamicamente eficiente, benefícios suficientes acumulados em um primeiro momento serão disponibilizados para as gerações futuras, de forma que essas estejam no mínimo em condições iguais ou melhores do que a partir de qualquer outra opção de alocação (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Nesse sentido, tal alocação dinamicamente eficiente atende ao critério de sustentabilidade.

É possível conceber um critério de sustentabilidade que inclua outras considerações acerca de justiça intergeracional, não necessariamente refletida na presente seção.

Para uma discussão a respeito, recomenda-se a leitura de Tietenberg e Lewis (2012, cap. 5).

Eficiência e equidade

Além de reconhecer que decisões no período corrente afetarão a disponibilidade de recursos (e a eficiência) em períodos futuros, é importante observar os impactos distributivos associados a essas decisões. Em economia, a dificuldade em definir e lidar com o conceito de equidade tem a ver com o fato de que o mesmo está associado a noções muitas vezes classificadas como filosóficas, e requerem argumentação que avança em outras áreas das ciências sociais (LE GRAND, 1990).

Frequentemente tratados como princípios conflitantes, eficiência e equidade constituem dois dos principais critérios de avaliação de programas governamentais. Na literatura sobre regulação de setores que ofertam bens e serviços essenciais à população (public utilities), as discussões sobre aspectos distributivos são recorrentes. Passam pelo mérito da universalização do acesso a esses bens, e geralmente terminam em análises sobre estrutura tarifária e subsídios cruzados, aspectos que são abordados nas seções a seguir, embora não sejam objeto de análise detalhada.

Portanto, sendo ou não objetivos conflitantes, eficiência e equidade são critérios que tipicamente permeiam as escolhas de políticas e instrumentos para alocação da água e conciliá-los é um dos principais desafios da gestão de recursos hídricos.

2.2 Recursos Renováveis e Recursos Exauríveis

Considerações acerca da eficiência dinâmica na alocação de um bem (e desenvolvimento sustentável, de modo geral) são diretamente afetadas pela característica do bem em questão. A dificuldade de consumir determinado recurso natural de forma sustentável depende de quão exaurível ou renovável é o recurso.

Recursos exauríveis são aqueles para os quais não é possível falar em um nível de produção sustentável, isto é, aqueles que terão seu estoque reduzido desde que haja uma taxa de extração/consumo positiva (PEARCE e TURNER, 1990b). Posto de outra forma, recursos exauríveis são aqueles para os quais o ciclo natural de reposição pode ser ignorado (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

A velocidade com que um recurso se exaure depende da demanda pelo recurso, da durabilidade dos produtos feitos com esse recurso e da capacidade de reutilização ou reciclagem dos mesmos (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Já os recursos renováveis são caracterizados pelo fato de que seus estoques não são fixos, podendo aumentar ou diminuir. Ou seja, a taxa de reposição natural do recurso não é desprezível, sendo possível que o fluxo desses recursos seja mantido perpetuamente. Contudo, um recurso renovável pode desaparecer caso a taxa de extração supere sistematicamente a taxa de crescimento natural do estoque ou ainda caso a disponibilidade/população do recurso caia abaixo de algum nível crítico e não mais consiga se regenerar (PEARCE e TURNER, 1990a).

Uma maneira de evitar o desaparecimento de qualquer recurso renovável é o seu armazenamento. Tal prática permite a suavização de eventuais desequilíbrios conjunturais entre a demanda e a oferta do recurso, como o represamento de água para posterior aproveitamento em períodos mais secos (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Recursos exauríveis, por outro lado, podem tão somente ter sua vida econômica estendida a partir de sua não utilização no presente.

Dessa forma, a principal questão com relação a recursos exauríveis reside em como alocar um estoque decrescente entre diferentes gerações. Já para recursos renováveis a preocupação está em garantir a manutenção de um fluxo (de extração e uso) eficiente e sustentável.

O armazenamento de determinado recurso pode acontecer fisicamente, por exemplo, por meio da construção de uma represa, ou ainda pela manutenção do recurso inexplorado em suas condições naturais, por exemplo, com a manutenção de minério no solo ou a partir da criação de áreas protegidas para pesca.

Nesse sentido, as noções de equilíbrio e eficiência estáticos tornam-se inadequadas para um recurso em que a continuidade de uma taxa constante de produção é fisicamente impossível e cujo estoque irá indubitavelmente diminuir (HOTELLING, 1931). Esse é o caso, por exemplo, para a tomada de decisão pelo proprietário de uma mina de ferro.

Se o proprietário da mina produz muito rapidamente, os preços de seu produto irão cair e seu lucro também¹³. Contudo, se ele produz muito lentamente, ainda que seus lucros sejam maiores, eles serão adiados para um futuro mais distante do que a taxa de juros de mercado sugeriria como ótimo (a ideia aqui exposta tem suas origens explicadas no **Quadro 2.3**).

¹³ Assume-se aqui que o proprietário da mina consiga, individualmente, afetar os preços praticados em mercado.

Quadro 2.3 - Regra de Hotelling

O exemplo do proprietário de uma mina deliberando sobre a velocidade de extração do recurso foi inicialmente proposto pelo economista e estatístico Harold Hotelling, cujo racional pode ser expresso matematicamente pela “equação de arbitragem” (Equação 1), que exprime a equivalência de retornos observados com o adiamento da extração do recurso e da extração no presente.

Equação 1: Equação de arbitragem (Regra de Hotelling)

$$\frac{P_{t+1}}{P_t} = 1+r$$

Em que: P_t é o preço do bem no período t ; P_{t+1} é o preço do bem no período subsequente a t ; e r é a taxa de juros de mercado.

Essa equação, também conhecida como “Regra de Hotelling” mostra que a trajetória ótima de extração de um recurso não renovável é aquela em que o preço do recurso aumenta à taxa de juros. Na condição de igualdade exposta na equação, o proprietário da mina é indiferente a extrair ou não um recurso escasso. Caso o lado esquerdo da equação seja maior, é interessante para o proprietário não extrair em t para se aproveitar dos preços mais altos em $t + 1$. Por outro lado, caso o lado direito da equação seja maior, é de interesse do proprietário extrair o recurso no período t e investir seus lucros.

Fontes: Hotelling (1931).

A partir da Equação de arbitragem, alguns economistas interpretam que na ausência de uma trajetória de preços inequivocamente crescente para determinado recurso, seria possível afirmar que se trata de um bem não exaurível. Por outro lado, caso os preços de determinado bem sejam consistentemente superiores àqueles observados no passado, para todos os períodos, tratar-se-ia de bem não renovável (FRIEDMAN, 1978).

Na prática, existem diversas razões para que um bem não apresente preços sempre crescentes, como as incertezas acerca de diversos aspectos do processo produtivo e o fato de o mercado de capitais não ser perfeitamente competitivo e, portanto, diferentes atores¹⁴ estarem expostos a diferentes taxas de juros (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007c).

Outro problema ressaltado pela Regra de Hotelling reside no fato de que, ainda que o uso das taxas de juros de mercado deva ser levado em consideração por um proprietário/gestor de recurso não renovável querendo maximizar seus lucros ao longo do tempo, o mesmo pode não ser verdadeiro para a sociedade como um todo e, portanto, para os formuladores de políticas públicas (HOTELLING, 1931). O **Quadro 2.4** apresenta discussão acerca das taxas de desconto no contexto de problemas ambientais.

14 Com níveis equivalentes de risco.

Quadro 2.4 - Taxa de Desconto para Questões Ambientais

A taxa de desconto é utilizada para permitir a realização de comparações intertemporais entre os resultados de diferentes cursos de ação. Posto de outra forma, tal taxa é usada para trazer valores monetários futuros a um “valor presente”, tornando-os comparáveis a quaisquer outras escolhas possíveis no presente.

De forma simplificada, a escolha por determinada taxa de desconto revela a preferência temporal dos agentes tomando a decisão. Isto é, quanto maior a taxa de desconto, maior o peso atribuído ao presente e menor valor é atribuído a um evento futuro.

Contudo, para questões de cunho ambiental, em especial aquelas associadas ao longo prazo, a definição da taxa de desconto não é tarefa trivial. Alguns autores defendem até a aplicação de taxas negativas para o não uso de alguns recursos naturais e, assim, atribuem valor maior ao futuro. Outros afirmam que a adoção de taxa muito baixa ou próxima de zero seria um equívoco por viabilizar projetos com taxas de retorno inferiores à taxa real de retorno do capital e, dessa forma, representariam uma “destruição” do capital e implicariam em menor bem-estar para as gerações futuras.

Logo, a determinação da taxa de desconto tende a ser contexto-específica e refletir as percepções e a informação relevante disponível a cada indivíduo, bem como depender de racional que justifique a adoção de uma taxa maior ou menor associada a um investimento/corso de ação.

Fontes: Dosi (2001), Gollier (2011), U.S. EPA (2014) e Botelho (2015).

Por fim, a trajetória de extração de um bem, seja ele renovável ou não, sua relação com a taxa de reposição (para aqueles renováveis) e a possibilidade de seu esgotamento são fortemente influenciadas pelas características do bem ou recurso, isto é, se o mesmo é um bem econômico público, privado, de clube ou comum.

2.3 Bens Públicos, Bens Privados, Bens de Clube e Bens Comuns

Em economia, bens podem ser entendidos como aqueles recursos, produtos ou serviços que oferecem benefícios (possui utilidade) para os indivíduos, mas que contêm algum grau de escassez e requerem o dispêndio de esforço (ou outros bens) para obtê-los. Os economistas normalmente classificam um bem (econômico) como pertencente a um de quatro tipos¹⁵: privado; de clube¹⁶; comum; ou público. Tal classificação depende do quão rival e excludente o bem é.

Um bem é considerado não rival¹⁷ quando o seu consumo por uma pessoa não reduz a quantidade disponível para os outros. Um bem é considerado não excludente quando pessoas que não pagam pelo bem não podem ser prevenidas de usá-lo. Não rivalidade e não excludibilidade representam duas possíveis falhas de mercado que afastam a alocação de bens e recursos da condição de eficiência (brevemente apresentadas no **Quadro 2.5**).

¹⁵ Outra classe de bens seria a de “bens de mérito”, discutida no **Quadro 2.7**.

¹⁶ Alguns autores preferem utilizar o termo “bem de pedágio”, já que vários bens que possuem essas características são providos por organizações tanto públicas quanto privadas (OSTROM, 2009).

¹⁷ Ostrom & Ostrom (1977) sugeriram adotar o termo “subtrabilidade de uso” ao invés de “rivalidade”, entretanto a ideia permanece a mesma e adota-se aqui o termo mais comumente utilizado.

Quadro 2.5 - Falhas de Mercado

De forma geral é possível listar seis principais tipos de falhas de mercado:

- **Externalidades:** Quando as ações de um agente afetam outro(s) que não recebem compensação pelo mal causado nem pagam pelo benefício recebido¹⁸.

- **Não excludabilidade:** Quando é tecnicamente impossível ou muito custoso negar o acesso livre a algum bem ou recurso.

- **Não rivalidade (de consumo):** Quando o consumo/uso por um agente não reduz a quantidade disponível para outro(s) agente(s).

- **Não convexidade:** Quando as curvas de benefício marginal ou de custo marginal não são “bem comportadas”, isto é, quando existem equilíbrios múltiplos ao invés de um ponto ótimo social¹⁹.

- **Informação assimétrica:** Quando um agente, em uma transação, não possui informação completa acerca das ações (risco moral) ou do tipo (seleção adversa) do outro agente²⁰.

- **Poder de mercado:** Quando uma empresa (ou grupo de empresas) tem o poder de elevar o preço de mercado de um bem para além de seu custo marginal, levando a uma queda na quantidade demandada para abaixo do socialmente ótimo.

Fonte: Adaptado de Hanley, Shogren e White (2007a).

A combinação desses dois fatores permite caracterizar os bens conforme disposto na **Tabela 2.1**. É interessante notar que rivalidade e excludabilidade podem ser vistas como características que variam de muito baixa a muito alta, mais do que simplesmente presentes ou ausentes (OSTROM, 2009). Elas, de alguma forma, também já sugerem como determinado bem deve ser gerido de forma a garantir que ele seja alocado para seu melhor e mais valioso uso (ZETLAND, 2011b; ZETLAND, 2014).

18 Exemplo comum de externalidade é a poluição decorrente da produção ou consumo de certo recurso, por exemplo energia elétrica. Externalidades também podem ser positivas, caso da educação. A decisão privada de um agente de estudar gera consequências positivas para o restante da sociedade pelas quais ele não é recompensado.

19 Em alguns casos, por exemplo, os custos (impactos) marginais da poluição podem crescer inicialmente, mas a partir de certo ponto podem começar a cair ou até chegar a zero quando o sistema físico é completamente destruído e, portanto, mais poluição não causa mais impactos. Nesses casos há mais do que um nível ótimo de poluição (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007a).

20 Exemplo de risco moral: Após adquirir um seguro para sua casa, o proprietário passa a tomar menos cuidados com sua manutenção, sabedor de que, caso qualquer acidente aconteça, ele será plenamente ressarcido. Exemplo de seleção adversa: Um restaurante do tipo bufê, em que um preço único é cobrado de todos os consumidores independente do seu consumo, tende a atrair mais consumidores com grande apetite e tornar-se menos rentável.

Tabela 2.1 - Tipos de Bem de acordo com Rival, não Rival, Excludente e não Excludente²¹

		Grau de rivalidade	
		Baixo	Alto
Grau de excludabilidade	Alto	Bens de clube: teatros, clubes privados, resorts.	Bens privados: comida, roupas, automóveis etc.
	Baixo	Bens públicos: defesa nacional, previsão do tempo, conhecimento, fogos de artifício etc.	Bens comuns: rodovias, estoques pesqueiros, florestas etc.

Fonte: Adaptado de Ostrom (2009).

Esses quatro tipos de bens são abrangentes e contêm muitos subtipos de bens que variam consideravelmente de acordo com outros atributos. Tanto um rio como uma floresta podem ser bens comuns, mas diferem com relação à: mobilidade de suas unidades; facilidade de mensuração; e escala de reposição. Outros bens comuns também variam de acordo com a extensão espacial, número de usuários, entre outros atributos (OSTROM, 2009).

A caracterização de um bem em alguma dessas categorias depende tanto de suas **características intrínsecas**, quanto de **questões conjunturais**, de acordo com o contexto em que são encontrados e o regime de direitos de propriedade que os governa (**Seção 2.4**). Por exemplo, um bem comum pode ser gerido como propriedade pública, propriedade privada, propriedade comunal, ou ainda não ser gerido por ninguém (BROMLEY, 1986).

De fato, um bem cuja propriedade seja comunal pode ser classificado de formas diferentes a depender do conjunto de regras (instituições) da comunidade, as quais determinam se o bem será menos excludente e provavelmente mais explorado, como um bem comum, ou mais excludente e menos explorado, como um bem de clube (ZETLAND, 2011b). O uso dos termos privado, público e comum para definir tipos de bem e também tipos de propriedade não ocorre sem confusão e dificuldades para não economistas e, às vezes, para alguns economistas (**Quadro 2.6**).

A rivalidade de um bem pode mudar a partir de alguns acontecimentos. Um lago pode ser considerado um bem público quando apenas dois vizinhos o utilizam e não excluem nem afetam o consumo do outro. Contudo, caso mais pessoas decidam morar à beira daquele lago e utilizar sua água, o lago pode se tornar um bem comum (ZETLAND, 2011b).

Similarmente a excludabilidade de um bem também pode mudar. Uma piscina em um resort ou hotel pode ter sua entrada livre, sendo um bem comum, ou pode ter o acesso limitado somente aos hóspedes do hotel, sendo um bem de clube.

Ainda outro exemplo é o de uma rodovia que pode ser utilizada por todos os motoristas (bem comum) ou somente por aqueles dispostos a pagar um pedágio (bem de clube).

21 Os exemplos aqui oferecidos são alguns dos mencionados por Ostrom (2009). É importante destacar que tais exemplos podem ser mais ou menos apropriados a depender do contexto em que esses bens são encontrados.

Quadro 2.6 - Tipos de bens, de direitos de propriedade e organizações

O mesmo conjunto de adjetivos é utilizado para definir até três conceitos distintos: diferentes tipos de bens (públicos, privados e comuns); regimes de direitos de propriedade (públicas, privadas e comuns); e características das organizações que podem ser proprietárias de algo (entidades públicas ou privadas):

- A classificação de um tipo de bem tem a ver com suas características de rivalidade e excludabilidade. Um bem privado é excludente e rival.

- A classificação de um direito de propriedade está relacionada com a clareza, segurança e exclusividade do direito. Um direito privado claramente especifica o que o titular do direito pode fazer, assegura que ele está protegido do confisco por outros e está exclusivamente atribuído ao titular e definitivamente não se refere a não titulares. Essas características têm a ver com o direito e não com a entidade que o possui; não é necessário que essa entidade seja um único indivíduo.

- Já a classificação de uma organização está associada às suas reivindicações de representatividade. Uma organização pública busca representar a população em geral, ao passo que uma organização privada busca representar somente seus interesses (ou de seus membros).

Fonte: traduzido de McKean (1996).

No que diz respeito aos bens públicos, a combinação de não rivalidade e não excludabilidade os faz propensos ao problema do efeito-carona²². O carona é aquele que “esconde” suas preferências e então se beneficia dos bens ou serviços sem pagar por esses. Tal efeito, teoricamente, faz com que a provisão do bem pelos mercados seja inferior ao que é desejável (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007a).

O efeito-carona aparece, por exemplo, quando em uma rua há a necessidade da instalação de iluminação.

O comportamento de carona é adotado por aquele agente que não instala as luzes em frente à sua propriedade e, portanto, não incorre em custos, na expectativa de se beneficiar da iluminação provida por outros.

No limite, todos os moradores da rua pensam da mesma maneira e a iluminação não é instalada por ninguém.

Um mercado competitivo não deve conseguir alcançar uma alocação eficiente para os bens públicos dado que diferentes consumidores estariam dispostos a pagar valores distintos por uma mesma quantia de determinado bem, ou seja, possuem curvas de benefício marginais distintas, fazendo necessária a cobrança de preços diferentes para cada consumidor, algo improvável quando o acesso ao recurso é livre (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Quando os bens públicos são ofertados pelo governo, esse pode obrigar que usuários ou consumidores paguem para fazê-lo, por exemplo, por meio de tributação (STIGLITZ e WALSH, 2003b). No entanto, a distinção entre usuários e não usuários pode ser difícil ou muito custosa, fazendo com que o problema do carona permaneça, com todos os contribuintes arcando com um bem ou serviço utilizado apenas por alguns.

A classificação de um bem não determina qual agente irá necessariamente ofertá-lo.

Um bem público, como um sistema de previsão do tempo, pode ser ofertado pela iniciativa privada.

Um bem privado, como a educação presencial, pode ser ofertado pelo setor público.

22 Também conhecido como comportamento de free-rider.

Quadro 2.7 - Bens de mérito

Há, ainda, outra possível classificação para um bem, os chamados bens de mérito. Alguns autores caracterizam esses bens como aqueles cujo consumo deve ser incentivado, por trazer benefícios sociais superiores aos custos de provisão. Outra definição de bens de mérito os qualifica como aqueles que possuem alto valor para a sociedade, mas geralmente não expresso em termos monetários. Exemplos nesse sentido seriam a importância de ter rios limpos ou a beleza cênica de algum local.

O conceito de bens de mérito possui diversas interpretações e é difícil adotar uma definição como a única correta. Ainda assim, uma noção geral acerca desse tipo de bem é a de que seu valor depende menos da soberania do consumidor do que de alguma outra norma; nesses casos, a escolha individual pode ser (e é) restrita por valores comunitários. A existência desse considerável juízo de valor é o que os diferencia dos demais tipos de bens.

A provisão de bens de mérito pode “desrespeitar” a soberania do consumidor e, em geral, implica impactos distributivos, quando, por exemplo, não prevê a compensação pela perda de utilidade imposta a determinado agente. Logo, tal provisão infringe o princípio de Pareto (aumenta-se o bem-estar de um reduzindo-se o bem-estar de outro), fazendo emergir aspectos políticos e sociais relevantes.

Fontes: Perry, Rock e Seckler (1997), Eecke (1998), Liu, Savenije e Xu (2003) e Musgrave (2008).

2.4 Direitos de Propriedade e Tragédia dos Comuns

Diferentes tipos de bens podem ser geridos de maneiras distintas com o intuito de garantir que sejam alocados de forma eficiente e sustentável. A maneira com que produtores e consumidores usam os bens, inclusive os recursos naturais, depende dos direitos de propriedade aplicados a esses recursos. No jargão econômico, direitos de propriedade referem-se às condições que definem os direitos, privilégios e limitações para o uso de determinado recurso por seu proprietário (entidade que detém o direito) (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

O campo da economia que estuda os direitos de propriedade expõe claramente que a propriedade é fundamental para a alocação de um bem em direção ao seu melhor uso e de maior valor. Tais direitos consistem basicamente de três elementos: i) direito ao uso do recurso ou ativo; ii) o direito de se apropriar dos retornos advindos do recurso ou ativo; e iii) o direito de mudar a forma ou conteúdo do recurso ou ativo (FURUBOTN e PEJOVICH, 1974).

A partir desses elementos é possível conceber as características ideais para que os direitos de propriedade produzam alocações eficientes:

- 1) Exclusividade:** todos os benefícios e custos decorrentes da propriedade e uso dos recursos devem recair somente sobre o proprietário, seja direta ou indiretamente (por meio da venda para outros).
- 2) Transferibilidade:** todos os direitos de propriedade devem ser transferíveis de um proprietário para outro em transações voluntárias.
- 3) Executoriedade²³:** direitos de propriedade devem estar seguros contra a tomada ou usurpação por outros (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

²³ No inglês, enforceability.

Caso um direito de propriedade tenha as características acima, é possível afirmar que o proprietário de determinado recurso tem fortes incentivos para usá-lo da maneira mais eficiente possível, já que uma queda no preço do recurso representaria uma perda pessoal. Assim, esse conjunto de características contribui para o atendimento do critério de eficiência estática.

Todavia, falhas de mercado e de governo podem comprometer algumas das características de uma estrutura eficiente de direitos de propriedade. A presença de externalidades afeta o aspecto da exclusividade, dado que um agente buscando maximizar seu bem-estar pode, eventualmente, impor custos sobre outros agentes sem levá-los em consideração e, assim, produzir uma alocação subótima do ponto de vista da sociedade. Similarmente, instituições fracas podem levar a uma situação em que o proprietário de certo ativo invista menos do que o desejado, devido ao risco de que seus direitos sejam usurpados e que não receba qualquer compensação caso isso ocorra.

Tipos de propriedade

Um direito de propriedade estipula legal e teoricamente, os direitos e deveres de seu detentor, bem como, por vezes, delimita quais entidades podem resguardá-lo e como podem gerir o bem a que o direito se aplica. A depender dessas permissões e restrições, é possível dizer que existem quatro grandes tipos de propriedade descritos na literatura, quais sejam: **i) privadas; ii) comuns; iii) estatais; e iv) de livre acesso** (TISDELL e ROY, 1997).

Em uma economia de mercado, a propriedade privada é o tipo mais frequente de propriedade, isto é, a maioria dos bens e recursos é de posse e controle de uma pessoa ou empresa. Tal controle é renunciado somente quando o proprietário é compensado por seus custos de oportunidade.

No caso da **propriedade estatal**, o Estado possui e controla o acesso e o uso do recurso ou ativo, como frequentemente observado para parques e florestas em diversos países. Em regimes de propriedade estatal tanto a eficiência quanto a sustentabilidade podem ser comprometidas caso os interesses daqueles responsáveis por conceber ou implementar as regras para o uso do recurso possuam incentivos que divirjam dos da sociedade.

Na presença de assimetria de informações, a obtenção de uma alocação eficiente torna-se extremamente complicada. A assimetria de informações emerge quando o regulador, ainda que bem-intencionado, não possui condições de auferir com precisão os custos e benefícios que cada agente privado observaria a partir de um conjunto de regras para o uso da propriedade estatal

Problemas de informação são uma das possíveis falhas de governo, discutidas na Seção 2.5

Já a **propriedade comum** pode ser definida como “os arranjos institucionais para o uso, a gestão e, por vezes, a posse cooperativa (compartilhada, conjunta, coletiva)” de determinado bem ou recurso (traduzido de MCKEAN, 1996). Nessas ocasiões é possível encontrar diversos níveis de eficiência e sustentabilidade, dependendo das regras oriundas de um processo de decisão coletiva, as quais podem estar baseadas tanto em títulos formais quanto informais, ligados a tradições e costumes locais (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Por fim, no caso de propriedades de **livre acesso**, os recursos podem ser explorados por quaisquer indivíduos e são propensos ao fenômeno conhecido como “**tragédia dos comuns**” (**Quadro 2.8**), quando se trata de bens não excludentes e rivais (bens comuns). Ou seja, um recurso tende a ser superexplorado quando nenhum agente possui o poder (legal) de excluir os demais e o uso do recurso por parte de um agente inviabiliza o uso pelos outros.

Lembrete: bens públicos são caracterizados também por não rivalidade e, logo, não sujeitos ao mesmo problema.

Idealmente, os direitos de propriedade devem refletir a característica do bem, entretanto, tal correspondência não é direta. O tipo de propriedade aplicada a um bem ou recurso é normalmente definido em contextos políticos e não condiz necessariamente com o tipo do bem. Por exemplo, um bem comum pode ser declarado como sendo de propriedade privada, estatal ou ainda de livre acesso. As características dos direitos de propriedade, portanto, podem alterar as condições de rivalidade e excludibilidade de um bem, aproximando ou afastando sua alocação daquela mais eficiente (ou custo-efetiva).

Quadro 2.8 - Tragédia dos comuns

A tragédia dos comuns é exemplificada pelo caso em que uma pastagem é de livre acesso a todos que quiserem utilizá-la e, assim, é usada por diversos criadores de gado. Nesse cenário, cada criador de gado tentará manter o maior número possível de cabeças de gado na pastagem. A decisão de cada criador em adicionar mais um animal ao seu rebanho possui consequências positivas e negativas para o criador.

Do lado positivo, todas as receitas obtidas com esse animal serão recebidas somente pelo próprio criador. Contudo, a adição de mais um animal significa que há menos pastagem para cada animal, implicando em sobrecarga da pastagem. Esse efeito negativo, no entanto, é compartilhado entre todos os criadores. Dessa forma o criador conclui que sua melhor estratégia é adicionar mais um animal ao rebanho.

O problema é que essa é a conclusão alcançada por todos os criadores naquela pastagem. Assim, a tragédia dos comuns emerge do fato de que “cada indivíduo está preso a um sistema que o compele a aumentar seu rebanho ilimitadamente em um mundo que é limitado”. Para lidar com a tragédia dos comuns é possível, por exemplo, privatizar a propriedade ou recurso utilizado em excesso ou mantê-lo como propriedade comum ou pública e alocar o direito de acessá-lo de acordo com algum critério previamente estabelecido.

Fonte: Hardin (1968).

Na presença de externalidades negativas e da tragédia dos comuns é possível conceber que negociações voluntárias entre atores privados podem gerar uma alocação eficiente, desde que os direitos de propriedade para o recurso em disputa sejam claramente alocados para uma das partes²⁴ e os custos de negociação sejam insignificantes (COASE, 1960). Tal predicado é conhecido como “teorema de Coase” em alusão ao seu proponente, o economista Ronald Coase. O único efeito dessa alocação seria na distribuição da riqueza entre as partes envolvidas (**Quadro 2.9**), algo não trivial para um regulador preocupado em garantir outros objetivos para além da eficiência, em especial a equidade.

24 No caso das externalidades, pode-se alocar os direitos de propriedade para o indivíduo/organização responsável pela ação (por exemplo, produção que gera poluição – Agente A) ou para aquele impactado pelo dano resultante da ação de A. No caso da tragédia dos comuns, pode-se alocar os direitos de propriedade, por exemplo, para todos os criadores de gado que acessam a uma mesma pastagem; a pastagem pode ser convertida em lotes individuais (propriedade privada) ou gerida em conjunto por todos os criadores (propriedade comum).

Quadro 2.9 - Teorema de Coase e a reciprocidade das externalidades

Coase postula que na presença de externalidades o impacto de um agente sobre o outro na realidade possui natureza recíproca. Por exemplo, é possível que a decisão do agente A de produzir um bem gere poluição e implique em danos sobre o agente B; todavia, impedir o agente A de produzir o bem, para proteger o agente B, implica em danos para A.

Exemplo simples é o de duas propriedades vizinhas em que uma está dedicada à criação de gado e a outra à produção de alguma cultura agrícola, por exemplo milho. Caso seja inevitável que o gado vagueie entre as propriedades e acabe destruindo a plantação de milho, o aumento da produção de carne (mais cabeças de gado) implicará em redução da produção de milho (mais destruição das plantações). Similarmente, o aumento da produção de milho só será possível com a redução da destruição das plantações, ou seja, uma redução da produção de carne.

Logo, a solução para tal dilema não é caracterizada por como restringir a poluição gerada por A, mas sim em decidir qual agente tem o direito de infligir danos (impor custos) sobre o outro. Caso seja determinado claramente qual agente é responsável pelos danos causados sobre o outro, é possível conceber um cenário em que os agentes negociem voluntariamente alguma compensação e maximizem o valor da produção.

Tal cenário independe se o agente A ou B recebe o direito de infligir danos sobre o outro, isto é, o resultado final em termos de quantidades produzidas seria o mesmo.

Fonte: Coase (1960).

Todavia, não somente a propriedade importa, mas também os arranjos contratuais e seus custos associados. Assim, as características e a solidez das instituições existentes para garantir que o processo de tomada de decisões e resolução de conflitos ocorra entre os agentes privados também são relevantes, já que direitos mal alocados podem gerar incentivos perversos (WILLIAMSON, 1985).

Ou seja, ainda que o teorema de Coase seja extremamente importante, cumpre notar que há situações em que os custos de conduzir e assegurar o cumprimento das negociações, os custos de transação, não são desprezíveis ou suficientemente baixos para justificar a realização de trocas voluntárias. Tais ocasiões tendem a aumentar à medida que o número de atores envolvidos aumenta e, também, caso os atores que poderiam realizar a troca não se conheçam (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Não há uma definição universal de custos de transação, mas, de forma geral, são os custos de transacionar e garantir direitos de propriedade; obter informações e medir atributos, como custos e benefícios; e de desenhar contratos e garantir que esses sejam observados (SHIRLEY, WANG e MÉNARD, 2014)

Nesses casos, é comum que um governante busque minimizar a ineficiência por meio de regulações diretas, por exemplo, estabelecendo quantidades máximas para a produção de certos produtos; determinando regras de zoneamento que impeçam a realização de algumas atividades em locais específicos; ou ainda requerendo a instalação de equipamentos para controle da poluição.

Uma alternativa à regulação direta e ao comando e controle como forma de aumentar a eficiência é o uso de instrumentos econômicos que busquem alinhar os incentivos de atores privados com os da sociedade como um todo, por exemplo, ao estabelecer outro mercado ou implementando um tributo. Esse também é o caso para recursos naturais e questões ambientais (FULLERTON e STAVINS, 1998).

Na prática, diversos arranjos são possíveis para garantir que um bem ou recurso seja alocado de forma eficiente e sustentável, a depender das características do bem em questão (por exemplo, seu grau de excludabilidade e rivalidade), dos direitos de propriedade que se aplicam a ele, dos custos de transação associados a cada alternativa, entre outras questões contexto-específicas.

2.5 Outros Conceitos Relevantes

Antes de iniciar a discussão acerca do potencial dos IEs na gestão de bens e recursos naturais, é ainda importante clarificar alguns outros conceitos que permeiam as questões já apresentadas acima e são relevantes para as próximas seções. Um primeiro conceito importante é o conceito de valor econômico de um bem ou recurso, o qual pode ser dividido em três componentes:

- ❖ **Valor de uso:** reflete o valor derivado do uso corrente direto do recurso;
- ❖ **Valor de opção:** reflete o valor que as pessoas atribuem à disponibilidade para uso futuro do recurso, isto é, a disposição a pagar para que o recurso seja preservado ao invés de consumido no presente;
- ❖ **Valor de não uso:** reflete a disposição das pessoas em pagar para que o recurso seja preservado ou melhorado sem qualquer interesse de uso futuro (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

A combinação desses componentes pode ser interpretada como a **disposição total a pagar** por um recurso, no caso de um comprador. Similarmente, para um produtor, suas ações serão ditadas por sua **disposição a receber**. Assim, o preço de um bem será um ponto entre as disposições a pagar do comprador e a receber do vendedor. Os conceitos de disposição a pagar e disposição a receber são fundamentais para discussões acerca de políticas que envolvem, direta ou indiretamente, a realocação de quaisquer recursos escassos, por exemplo água.

O conceito econômico de valor da água reside na disposição da sociedade em optar por um uso para o recurso em detrimento/sacrifício de outro e também em agregar as disposições de cada indivíduo em fazer essas opções. Em economia, a noção de que algo deve ser sacrificado para que se obtenha um bem/recurso/serviço é conhecida como **trade-off** (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

O conceito de trade-off, por sua vez, está diretamente relacionado com o de **custo de oportunidade**. O custo de oportunidade é exatamente um indicativo do que deve ser sacrificado para que se possa obter algo. Esse custo, geralmente, não coincide com gastos monetários (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

De forma muito simples, caso uma pessoa gaste seu tempo e dinheiro indo ao cinema, ela não pode gastar esse tempo lendo um livro, por exemplo. Assim, o custo de oportunidade de ir ao cinema é o dinheiro gasto com o cinema mais o prazer abdicado de ler o livro (HENDERSON, 2007).

É interessante notar que trade-offs não estão limitados somente à ação privada, mas o conceito se aplica similarmente a escolhas de políticas públicas. Os recursos dispensados para colocar em prática alguma política ou instrumento implica no não uso desses recursos de outra maneira. Essa constatação é importante, por exemplo, ao notar que os recursos arrecadados pelo governo via tributação, não podem mais ser usados pelos cidadãos (contribuintes).

Quadro 2.10 - Custos de oportunidade e recursos hídricos

Para o caso dos recursos hídricos os custos de oportunidade podem ser observados tanto em escala micro/individual quanto em termos agregados. No primeiro caso, a aplicação do conceito emerge de forma trivial, uma vez que a água utilizada, por exemplo, por um fazendeiro para irrigar suas plantações deixa de estar disponível para que o mesmo a consuma de outra forma, como cozinhar suas refeições. Assim, o custo de oportunidade da água da irrigação é equivalente ao valor que o fazendeiro obteria de seu uso alternativo, no caso a refeição que não pode ser cozida.

Já no agregado, por exemplo no contexto de uma bacia hidrográfica, o mesmo raciocínio vale para os diversos usos possíveis da água. Logo, a água utilizada para produção industrial não pode ser utilizada para a dessedentação de animais e, dessa maneira, o custo de oportunidade da água para uso industrial reflete o valor não realizado da produção agropecuária.

Naturalmente, se a água é abundante, os custos de oportunidade tendem a zero, dado que todos os usos possíveis são plenamente atendidos.

Fonte: elaboração própria.

Falhas de governo

As seções anteriores apresentaram algumas falhas de mercado. Tais falhas são, por vezes, apresentadas como justificativa para a intervenção estatal. Contudo, a ação governamental também pode ser acompanhada de suas próprias falhas, as quais podem ser divididas em quatro principais grupos:

- ❖ **Problemas de incentivos**, como a maior dificuldade em assumir compromissos de longo prazo, dado que novas legislaturas podem reverter decisões anteriores, além de menor flexibilidade;
- ❖ **Problemas orçamentários**, dado que a alocação de verbas públicas para programas ou investimentos tende a ser pouco flexível no curto-prazo e pode “forçar” o governo a persistir em gastos ineficientes até que novo orçamento seja aprovado;
- ❖ **Problemas de informação**, já que as informações necessárias para a tomada de decisão são dispersas e incompletas, quando não contraditórias. Assim, é muito custoso ou virtualmente impossível que determinado gestor público consiga obter, agregar e deliberar acerca das informações sobre como alocar recursos de forma a obter o melhor retorno para a sociedade como um todo (e para cada indivíduo);
- ❖ **Problemas associados à natureza do processo de decisões coletivas**, visto que inconsistências são inerentes ao processo decisório em democracias e a ausência de coerência nas decisões governamentais é esperada, já que as escolhas do governo tendem a refletir as preferências de diversos indivíduos (STIGLITZ e WALSH, 2003c).

Essas falhas, por exemplo, contribuem para o surgimento do comportamento de rent-seeking, quando os agentes buscam auferir renda econômica²⁵, por exemplo, por meio de políticas públicas que lhes confirmam tratamento diferenciado e privilégios, fazendo com que a alocação dos recursos na sociedade se afaste de seu ponto ótimo.

As falhas de mercado, no que diz respeito à alocação de recursos naturais, tanto renováveis quanto exauríveis, podem servir como justificativa para a intervenção estatal com o intuito de aumentar a eficiência e sustentabilidade do uso de determinado bem ou recurso. Por outro lado, as falhas de governo podem impedir que tais objetivos sejam alcançados e, por vezes, tornam a alocação ainda menos eficiente.

Nesse contexto, surgem as discussões sobre como lidar com determinado problema comum. Isto é, qual política pública pode ser adotada (se alguma) e quais seus mecanismos e instrumentos. Por exemplo, pode-se perseguir uma abordagem baseada no comando e controle ou então calcada no uso de mecanismos baseados em mercados, conforme apresentado na [Introdução](#). A compreensão das características, vantagens e desvantagens inerentes à adoção de diferentes IEs para lidar com questões ambientais com recursos naturais torna-se, então, condição basilar para sustentar esse processo de escolha e é objeto da [Seção 3](#).

²⁵ Renda econômica pode ser entendida como “o pagamento a um fator de produção em excesso do que é necessário para obter a oferta desse fator” (STIGLITZ e WALSH, 2003c).

3 Instrumentos Econômicos para Recursos Naturais

Instrumentos econômicos abrangem um grupo heterogêneo de ferramentas e políticas cujo principal atributo é sua dependência nos mercados e no sistema de preços (O'CONNOR, 1998), ou ainda como englobando aqueles instrumentos que garantem a “agentes descentralizados sua liberdade de escolha, decisão e comércio, ao mesmo tempo em que afeta as vantagens e desvantagens associadas às consequências dessas escolhas” (traduzido de GODARD, 1994).

O sistema de mercado é extremamente resiliente no que diz respeito à sua capacidade de responder a desafios, uma vez que os preços oferecem sinais para o uso adequado dos recursos ao longo do tempo, apesar de não ser infalível e nem sempre levar a resultados sustentáveis. Quaisquer tentativas de resolver problemas ambientais que não levem as forças de mercado em consideração correm um maior risco de não serem bem-sucedidas (STAVINS, 1989).

Ao diretamente atribuir o ônus dos custos (de oportunidade) ao usuário de um recurso escasso ou (de externalidades) ao poluidor, IEs podem:

- 1) Corrigir problemas de externalidade;
- 2) Garantir que os agentes que continuamente procuram melhorar suas práticas sejam recompensados com custos menores e/ou maiores receitas;
- 3) Estimular o desenvolvimento de novas tecnologias;
- 4) Reduzir custos de cumprimento de regulações (STRATOS, 2003 apud CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005).

Normalmente, políticas ambientais buscam alcançar algum tipo de equilíbrio entre a efetividade ambiental e a eficiência econômica. Para tanto, alguns instrumentos econômicos são comumente contemplados: i) tributos e encargos sobre poluição ou sobre produtos; ii) programas de permissões comercializáveis; iii) subsídios e fundos ambientais; e iv) sistemas de depósito e retorno e títulos ambientais (O'CONNOR, 1998). Na presente seção, especial atenção será dada aos dois primeiros instrumentos.

Outros instrumentos mais focados na persuasão dos agentes, como acordos voluntários e programas de divulgação de informações e benchmarks, também podem ser considerados como IEs, ao alterar os incentivos e preferências dos agentes e, indiretamente, afetando o sistema de preços (O'CONNOR, 1998).

Devido ao escopo do estudo, não se discutirá aqueles instrumentos caracterizados como de comando e controle, tais como a definição de padrões tecnológicos. Ainda que esses possam ser utilizados para a gestão de recursos hídricos, tendem a contar com menor flexibilidade e revelar-se menos custo-efetivos do que os instrumentos econômicos (COLLINGE, 1994; KRAUSE, CHERMAK e BROOKSHIRE, 2003; OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

3.1 Tributos

Uma maneira teoricamente simples para corrigir falhas de mercado e fazer com que um equilíbrio competitivo leve a uma alocação eficiente é cobrar, via tributação, os indivíduos responsáveis pela imposição de custos externos sobre outros²⁶. Tais medidas corretivas são conhecidas no jargão econômico como impostos Pigouvianos, em alusão ao economista Arthur Pigou, seu primeiro proponente (MANKIW, 2009).

Ainda que no contexto brasileiro imposto seja um dos tipos de tributação (como as taxas e contribuições), para fins do presente estudo os termos “imposto”, “tributo” e “taxas” são utilizados indistintamente.

Impostos Pigouvianos costumam ser bem vistos por economistas porque configuram a maneira menos invasiva de lidar com uma falha de mercado. Isto é, não requerem considerável intervenção governamental acerca das decisões que cada indivíduo ou empresa toma. Adicionalmente, eles geram receitas que podem ser utilizadas pelo governo para reduzir outros impostos que possam distorcer os incentivos dos agentes e causar perdas para a sociedade, como impostos sobre a renda ou emprego (MANKIW, 2009).

Entretanto, definir a alíquota apropriada (para atingir determinado objetivo) é extremamente difícil na prática, ainda que na teoria a solução seja direta: um imposto Pigoviano correto deve ter exatamente a mesma proporção do custo social gerado.

Outro tipo de tributo, especificamente destinado à conservação de recursos exauríveis, é o “severance tax”²⁷, cuja alíquota incide sobre cada unidade do recurso retirado do meio ambiente, por exemplo, cada tonelada de cobre retirada de uma mina. Esse tributo aumenta diretamente o custo privado de reduzir o estoque de um recurso não renovável; entretanto, ao fazê-lo pode diminuir também a riqueza da sociedade como um todo, a depender do custo de oportunidade associado à manutenção do recurso inexplorado (HOTELLING, 1931). Similarmente ao imposto Pigoviano, também é difícil determinar o tamanho ideal de um severance tax.

Já tributos que incidam sobre produtos são uma maneira indireta de tentar influenciar o comportamento dos agentes ao tornar mais custosos aqueles produtos ou insumos que são percebidos como causadores de problemas ambientais e, assim, incentivar produtores e consumidores a buscarem alternativas mais sustentáveis (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Tais tributos acabam por promover uma visão focada no ciclo de vida para a conservação ou controle de poluição ao dedicar atenção para os potenciais impactos ambientais em cada elo da cadeia produtiva, desde a extração da matéria-prima, passando pelo uso, e até o descarte de um produto (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b). Novamente, a definição de alíquotas ótimas não é tarefa trivial.

²⁶ Similarmente é possível conceber um instrumento de compensação por benefícios externos gerados no caso de externalidades positivas, como isenções ou créditos fiscais.

²⁷ Possível tradução para o português seria “imposto sobre exploração de recursos naturais”.

Em teoria, a definição das alíquotas de qualquer tipo de tributação poderia se aproximar do ótimo para a sociedade a partir de um processo iterativo, ou seja, com ajustes recorrentes até que se encontre uma alocação eficiente e sustentável. Na prática, o reajuste de quaisquer impostos é tarefa política complicada, com diversos interesses sendo afetados, e sendo difícil isolar o efeito que determinado imposto possui sobre o comportamento de cada ator.

Em todos os casos, a efetividade desses tributos depende das elasticidades da demanda e da oferta por determinado bem ou recurso. O **Quadro 3.1** abaixo explica o conceito de elasticidade, ao passo que a **Figura 3.1** demonstra como a quantidade e o preço de um bem variam após a adoção de um tributo, bem como quem arca com o custo desse tributo.

Quadro 3.1 - Elasticidade-preço da demanda e da oferta

O conceito de elasticidade reflete a sensibilidade de uma variável com relação a mudanças em outra variável. A elasticidade-preço da demanda (oferta), portanto, é a medida da sensibilidade da demanda (oferta) dos consumidores (produtores) por um bem em função de seu preço.

Matematicamente, a elasticidade-preço da demanda é calculada como:

$$e_{(p)} = \frac{dQ/Q}{dP/P}$$

A demanda por um bem é considerada elástica quando um aumento do preço leva a uma queda mais que proporcional na quantidade demandada, ou seja, $e_{(p)} < -1$. Esse caso é representado na Figura 3.1, no painel da direita.

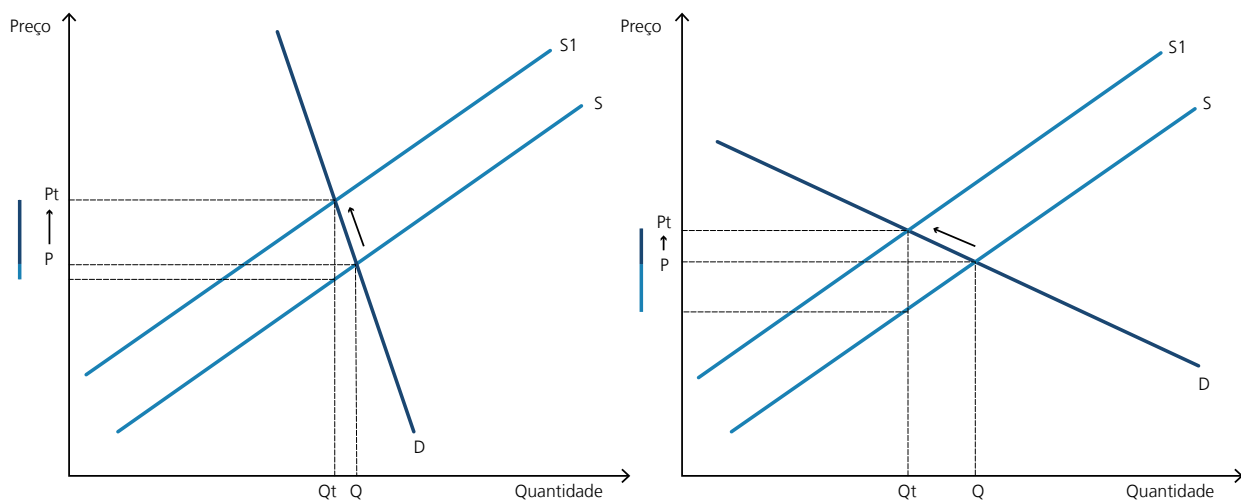
Por outro lado, a demanda por um bem é considerada inelástica quando um aumento do preço leva a uma queda menos do que proporcional na quantidade demandada, ou seja, $e_{(p)} > -1$. Esse caso é representado na Figura 3.1, no painel da esquerda.

A tabela abaixo apresenta as diferentes interpretações possíveis da elasticidade-preço da demanda²⁸:

Valor	Interpretação
$e_{(p)} = 0$	Demanda perfeitamente inelástica
$-1 < e_{(p)} < 0$	Demanda inelástica
$e_{(p)} = -1$	Elasticidade unitária
$-\infty < e_{(p)} < -1$	Demanda elástica
$e_{(p)} = -\infty$	Demanda perfeitamente elástica

Fonte: elaboração própria.

28 Os únicos casos em que a elasticidade-preço da demanda por um bem assume valores positivos são os bens de luxo e os bens de Giffen, para os quais a quantidade demandada aumenta conforme o preço aumenta. O primeiro caso é exemplificado, por exemplo, por joias e vinhos caros, em que o preço sinaliza uma posição de status. Já os bens de Giffen são considerados bens inferiores, que só são consumidos à medida que a renda disponível diminui.

Figura 3.1 - Incidência do tributo com demanda inelástica e elástica

Fonte: elaboração própria.

Caso a demanda pelo bem cuja produção resulte em degradação ambiental seja inelástica (Curva D, painel da esquerda), o valor do tributo será largamente repassado aos consumidores (segmento de reta azul escuro, equivalente ao aumento de preço de P para Pt) e a quantidade a ser produzida do bem e o impacto ambiental serão pouco reduzidos (de Q para Qt, painel da esquerda). O oposto ocorre quando a demanda é elástica (painel da direita).

A dificuldade em estabelecer o imposto ótimo, bem como de prever o impacto da elasticidade-preço da demanda e oferta por um bem sobre a quantidade, faz com que a alternativa de determinar uma quantidade ótima e deixar o mercado definir o preço a se pagar por uma externalidade seja também contemplada. Esse é o caso das permissões comercializáveis.

3.2 Permissões Comercializáveis

Os sistemas de permissões comercializáveis, também conhecidos como sistemas de cap-and-trade, são uma forma de racionar a quantidade de impacto ambiental e, de maneira simplificada, funcionam da seguinte maneira:

- 1) Determina-se nível total de emissões ou concentração de emissões em uma região específica;
- 2) Permissões em volume igual às emissões aceitas são distribuídas entre os produtores da região;
- 3) As permissões podem ser transacionadas entre os produtores:
 - ♦ Aqueles que tiverem níveis de emissão inferiores à sua alocação podem vender seu excedente para aqueles que tiverem emissões superiores à sua alocação.

A principal característica do racionamento de quantidades por meio de um sistema de permissões comercializáveis reside na transferência do processo de tomada de decisão dos reguladores para os produtores, no que diz respeito às estratégias para controle de poluição/impacto ambiental.

Por simplicidade, adota-se aqui o termo emissões. Entretanto, igualmente pode-se determinar o nível de extração de um recurso.

Por exemplo, é possível estabelecer cotas de pesca em determinado lago ou região e permitir que os pescadores negociem entre si as permissões a pescar.

Em princípio, pode-se criar um mercado de permissões comercializáveis para qualquer bem rival.

Tal descentralização ocorre tal qual no caso de um tributo, porém garante-se aqui o atendimento de determinado nível de segurança ecológica desejado pelo regulador (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b). A **Seção 3.5** compara com maior detalhe os efeitos e particularidades de um programa de permissões comercializáveis vis-à-vis um esquema de tributação.

Um dos principais questionamentos acerca da efetividade das permissões comercializáveis advém do fato de que tais programas têm se apresentado como custosos e complexos em termos administrativos. Adicionalmente, ainda não é claro se esses programas têm efetivamente levado à inovação tecnológica em níveis superiores aos observados em outros arranjos regulatórios (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Adicionalmente, o efeito distributivo de um sistema de permissões comercializáveis depende de como as permissões são alocadas. Se todas as permissões são leiloadas pelo governo, o preço de cada permissão é efetivamente um imposto sobre a externalidade ou produto (MANKIW, 2009). Nesse caso, há transferência de recursos entre entes privados e dos entes privados para o governo. Caso as permissões sejam distribuídas gratuitamente, há somente transferência de recursos entre os entes privados, isto é, entre aqueles que têm a necessidade de adquirir permissões e aqueles que as vendem.

Entretanto, é possível considerar que, quando a alocação de permissões se dá de forma gratuita, o governo está “repassando” a receita de um imposto Pigoviano de uma só vez para cada entidade regulada (MANKIW, 2009). Outros problemas associados com sistemas de cap-and-trade podem emergir se:

- ❖ As permissões sejam alocadas com base em dados históricos, por exemplo, emissões históricas. Surge, então, um incentivo para que as empresas aumentem deliberadamente suas emissões caso antevejam que tal sistema será colocado em prática, de forma a receber mais permissões uma vez iniciado o programa.
- ❖ A demanda por permissões flutue consideravelmente em curtos períodos de tempo, por exemplo, devido a oscilações do ciclo econômico. Nesse caso, o preço de uma permissão também irá variar consideravelmente, assim como o custo marginal de abatimento, e não haveria sinal de longo prazo claro que pudesse balizar as decisões de investimento das empresas (MANKIW, 2009).

Pelos motivos mencionados acima, um sistema de permissões comercializáveis requer: i) uma base confiável de dados históricos (acerca de emissões, ou consumo, ou extração); ii) regras claras, transparentes e simples para a condução de transações; e iii) práticas precisas de monitoramento, relato e verificação dos dados (O’CONNOR, 1998). A ausência do primeiro requisito é uma das principais razões para críticas sobre o principal programa de cap-and-trade de emissões de gases de efeito estufa do mundo, o EU ETS (vide **Quadro 3.2**).

Por fim, o racional exposto na **Figura 3.1** para o caso da tributação aplica-se parcialmente a um mercado de permissões comercializáveis. As elasticidades-preço da demanda e oferta possuem impacto sobre quem arca com o custo final da permissão. Contudo, no caso de um cap-and-trade, há um limite máximo para a degradação ambiental e garante-se que o impacto ambiental seja reduzido, ainda que os preços das permissões possam ser repassados pelos produtores aos consumidores.

Quadro 3.2 - Exemplo de sistema de permissões comercializáveis: EU-ETS

Exemplo de sistema de permissões comercializáveis para emissões de gases de efeito estufa é o European Union Emissions Trading System (EU ETS), maior sistema de comércio de emissões do mundo, que está em sua terceira fase de operação e conta com mais de 11 mil instalações de 31 países sendo reguladas.

No EU ETS, um limite (cap) é definido para as emissões totais de GEE emitidas por plantas industriais, usinas de energia e outras instalações emissoras de GEE. Tal limite é reduzido periodicamente, por exemplo, as emissões em 2020 serão 21% menores do que aquelas observadas em 2005.

Dentro desse limite, as instalações reguladas recebem (gratuitamente) ou compram permissões a emitir (uma permissão = 1 tCO₂e), as quais podem ser transacionadas entre os participantes do sistema. Ao final de cada ano, cada instalação deve entregar permissões suficientes para cobrir suas emissões ou então deve pagar multas pelo não cumprimento.

Dessa forma, o EU ETS colocou um preço nas emissões de GEE dentro do continente europeu, sendo uma das formas pelas quais o continente pretende mitigar os efeitos das mudanças climáticas.

Fonte: CE (2015).

3.3 Subsídios e Fundos Ambientais

Fundos ambientais e subsídios, como subvenções e empréstimos privilegiados, configuram uma assistência oferecida pelos reguladores para um produtor²⁹. Isto é, esses subsídios podem ser vistos como qualquer tipo de renúncia ou transferência de receitas dos entes estatais para os privados, para que esses reduzam seus níveis de degradação ambiental. Dessa maneira, é possível conceber desses instrumentos como a “imagem espelhada” da tributação, isto é, alteram os preços relativos de alternativas indesejadas (poluição, extração etc.) e desejadas (recuperação, conservação etc.), porém com a origem e o destino dos recursos invertidos (STAVINS, 2003).

Subsídios podem ser utilizados como um incentivo para a adoção de medidas e técnicas de controle de poluição, medidas de conservação ou ainda para reduzir o impacto econômico associado ao cumprimento de regulamentos ambientais e, assim, ajudar as empresas a diminuírem os custos de cumprir com suas obrigações. As receitas para esses fundos e subsídios podem vir tanto de tributações de cunho ambiental quanto de quaisquer outros impostos (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Mesmo empréstimos privilegiados, com taxas de juros e prazos mais favoráveis, também configuram transferência de recurso do ente público para agentes privados, dado que o mesmo recurso poderia ser concedido para outros fins sem a concessão de quaisquer privilégios.

²⁹ Subsídios e fundos ambientais são apresentados de forma conjunta nessa seção por possuírem características gerais semelhantes, em particular o fato de que uma terceira parte arca com os custos (direta ou indiretamente) associados à adoção de alguma prática/tecnologia, reduzindo os custos para o agente responsável por tal mudança.

No entanto, ao longo do tempo, com novos atores entrando e saindo do mercado, um subsídio pode aumentar a quantidade de poluição agregada (ou reduzir a conservação), uma vez que a possibilidade de acesso ao benefício atrai novos produtores e, ainda que a produção individual/poluição de cada um seja menor do que na ausência do subsídio, em termos agregados o impacto ambiental pode aumentar (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Por fim, a identificação dos atores que devem ser beneficiados com uma política de subsídios, bem como a observação de que os investimentos estão sendo feitos para a finalidade desejada, implica em custos administrativos que podem revelar-se elevados a ponto de comprometer a eficiência do instrumento.

No que diz respeito à conservação de recursos naturais, o **Quadro 3.3** apresenta uma modalidade de subsídio cada vez mais frequente, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA).

Do ponto de vista dos recipientes de um programa de PSA, tal instrumento se comporta como um subsídio ambiental (ENGEL, PAGIOLA e WUNDER, 2008).

Há, contudo, algumas distinções entre ambos os instrumentos, em especial, o fato de que um PSA configura um contrato por determinado serviço.

Quadro 3.3 - Pagamentos por Serviços Ambientais e conservação³⁰

Gestores de ecossistemas, como fazendeiros, lenhadores, ou gestores de áreas protegidas tendem a receber menos benefícios a partir de atividades como a conservação florestal do que a partir de outros usos para a terra que possuem, como a conversão para plantações ou pastagens.

Entretanto, o desmatamento que pode ser mais interessante economicamente em termos individuais pode ter impactos e acarretar em custos maiores para populações a jusante, que deixam de receber uma gama de serviços ecossistêmicos, tais como a filtração de água. Assim, pagamentos pelos usuários desses serviços ecossistêmicos podem tornar a conservação uma atividade mais atrativa para aqueles fazendeiros ou lenhadores.

Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) podem ser definidos como:

- a) uma transação voluntária, em que*
- b) um serviço ambiental bem definido (ou uso da terra que deve assegurar esse serviço)*
- c) é "comprado" por no mínimo um comprador do serviço*
- d) de no mínimo um provedor do serviço*
- e) se, e somente se, o provedor assegurar que o serviço será ofertado (condicionalidade).*

Logo, PSA pode ser visto como uma forma de subsídio ambiental para os provedores desses serviços. Tais sistemas podem ser diretamente financiados pelos usuários dos serviços, quanto financiados por uma terceira parte, geralmente o governo, que financia o PSA em nome dos usuários dos serviços ambientais a partir de suas receitas obtidas com os tributos.

Fonte: Engel, Pagiola e Wunder (2008).

30 Pagamentos por serviços ambientais podem ser destinados a diversos tipos de serviço, com a conservação sendo apenas um deles.

3.4 Sistemas de Depósito e Retorno e Títulos Ambientais

Ainda outros instrumentos utilizados, mais especificamente para o caso de impactos ambientais locais, são os esquemas de depósito e retorno e os títulos ambientais. No primeiro caso o consumidor de determinado produto que pode causar poluição paga uma taxa extra na aquisição desse e é reembolsado quando devolve o produto ou sua embalagem para um local apropriado para descarte ou reciclagem. Sistemas de depósito e retorno são muito comuns, por exemplo, para garrafas de bebidas tanto de plástico quanto de vidro (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Já no segundo, o produtor pode pagar/adquirir um título ambiental antes de iniciar ou durante suas operações e ser reembolsado caso nenhum impacto ambiental seja verificado ou então acordar uma taxa/multa de não cumprimento a ser paga caso determinado nível de segurança ambiental seja desrespeitado em decorrência de suas operações.

Títulos ambientais são comuns para atividades como mineração, em que um percentual das receitas é obrigatoriamente depositado em fundo a ser gerido conjuntamente com algum órgão regulador para a definição de compensações ambientais e reparação de danos. Caso a operação seja encerrada sem quaisquer problemas ambientais, o recurso retorna, por exemplo, para a mineradora.

É igualmente possível conceber arranjo em que o responsável pela atividade potencialmente danosa seja obrigado a adquirir seguro contra aquelas situações que resultariam em impactos sobre terceiros. As principais limitações desse instrumento se devem à dificuldade de identificar o real responsável pela degradação ambiental e, conseqüentemente, à possibilidade de disputas judiciais (HANLEY, SHOGREN e WHITE, 2007b).

Devido ao foco do presente estudo na aplicação de instrumentos econômicos para situações de escassez hídrica, os sistemas de depósito e retorno e os títulos ambientais não serão abordados com maior profundidade.

3.5 Comparação: Mecanismos de Quantidade x Mecanismos de Preço

Esta seção dedica especial atenção a dois tipos de instrumentos econômicos utilizados para a gestão de recursos naturais: i) os mecanismos diretamente baseados em preço – **tributação**; e ii) os mecanismos baseados no racionamento de quantidades – **programas de permissões comercializáveis**.

Há uma relação muito próxima entre esses dois IEs: independente do tipo de instrumento que é adotado e do parâmetro que é fixado, existe sempre uma maneira correspondente de determinar os parâmetros do outro instrumento de forma a atingir os mesmos resultados. Isto é, as tarefas de estabelecer as quantidades ou os preços corretos são igualmente desafiadoras (WEITZMAN, 1974).

Em ambos os casos há um incentivo claro para que produtores distorçam as informações acerca de seus níveis de produção, de impacto ambiental e de custos para o abatimento desse impacto no momento de planejamento e antes da implementação do instrumento, com o intuito de receber permissões em excesso ou arcar com uma alíquota mais baixa do que o socialmente ótimo (WEITZMAN, 1974).

Ainda que fosse possível para o órgão regulador determinar facilmente os parâmetros (preço e quantidade) corretos, cabe ressaltar que meramente definir que um imposto seja igual ao montante de danos causados não possui os mesmos efeitos de permitir que os agentes negociem compensações e realizem transações voluntariamente.

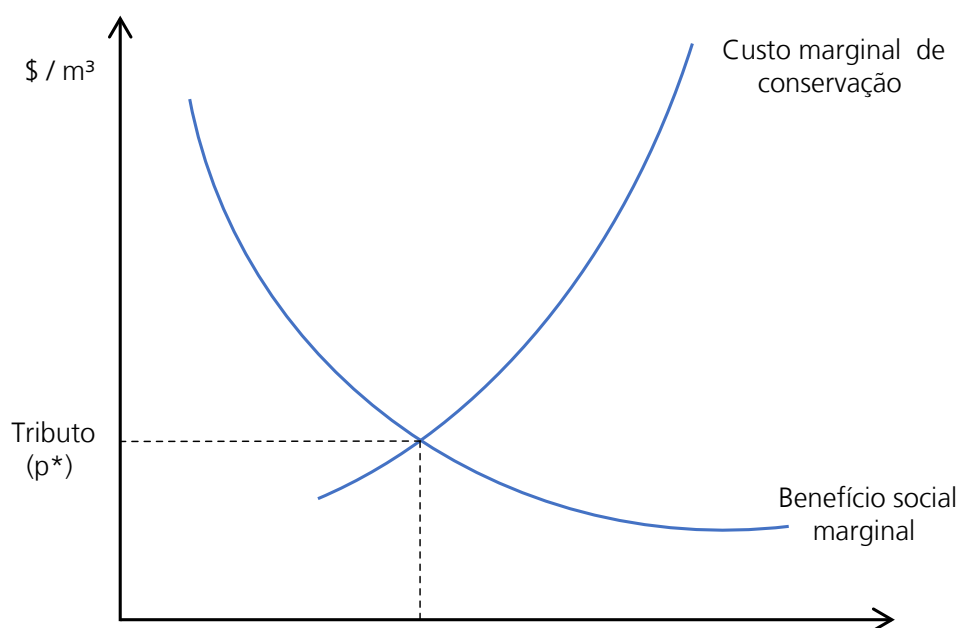
O termo “dano” é usado para designar tudo aquilo que afasta a alocação da condição de eficiência (seja ela estática ou dinâmica, a depender da importância do fator temporal).

O uso de um recurso para além da sua capacidade de reposição natural também pode (e deve) ser encarado como um dano a ser corrigido por um IE.

Essa diferença advém do fato de que a transferência de riquezas, em um mecanismo baseado em preço, ocorre do agente privado para o público. Para que um imposto possua exatamente os mesmos efeitos distributivos de um mercado, seria necessário que as receitas dos impostos fossem totalmente destinadas àquelas partes afetadas pelos danos (COASE, 1960). Posto de outra forma, para que um mercado de permissões comercializáveis se aproximasse de um imposto Pigoviano seria necessário que todas as permissões fossem leiloadas e nenhuma parcela distribuída gratuitamente (MANKIW, 2009).

Do ponto de vista teórico, em um ambiente com informação perfeita há uma identidade formal, uma equivalência, entre o uso de preços ou quantidades como instrumentos para controle de poluição/promoção de conservação (vide **Figura 3.2**). Isto é, quaisquer diferenças de resultados entre esses instrumentos se devem a informações imprecisas e incertezas decorrentes, por exemplo, do fato de que nem mesmo aqueles agentes com maior conhecimento acerca de determinado processo produtivo possuem condições de estipular previamente e com precisão qual a maneira menos custosa de se alcançar diferentes níveis hipotéticos de produção/poluição/conservação (WEITZMAN, 1974).

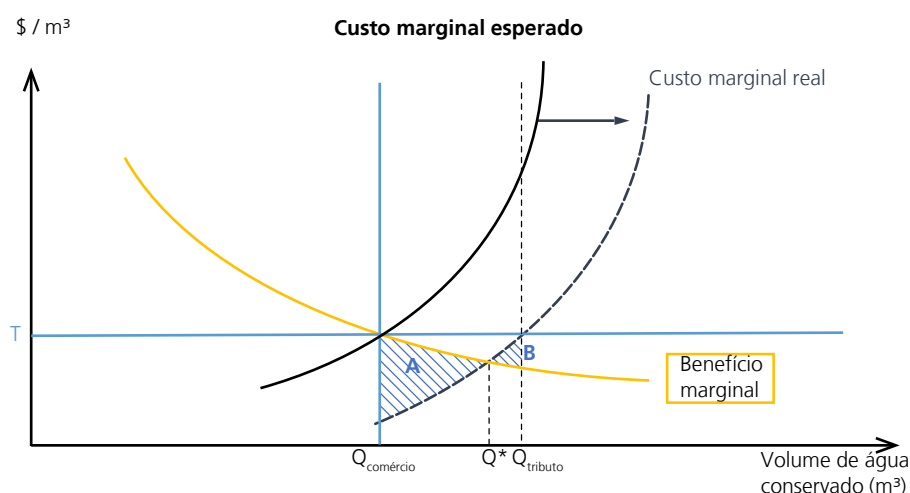
Figura 3.2 - Equivalência teórica entre regulação baseada em quantidade e regulação baseada em preço



Fonte: elaboração própria a partir de Stavins (1996).

Na presença de incertezas, fatores como as características das curvas de custo de abatimento/conservação e de impacto/degradação precisam ser consideradas quando da escolha entre um tributo e um sistema de permissões comercializáveis (WEITZMAN, 1974). A visualização gráfica facilita a compreensão dos efeitos dessas diferenças: o formato das curvas de benefício marginal, por exemplo, faz com que as consequências associadas à estipulação incorreta dos parâmetros do instrumento (o preço ou a quantidade) tenham diferentes magnitudes e consequências com relação ao atendimento de determinado nível de segurança ambiental e o custo incorrido para atingi-lo, conforme demonstrado na **Figura 3.3** e na **Figura 3.4**³¹.

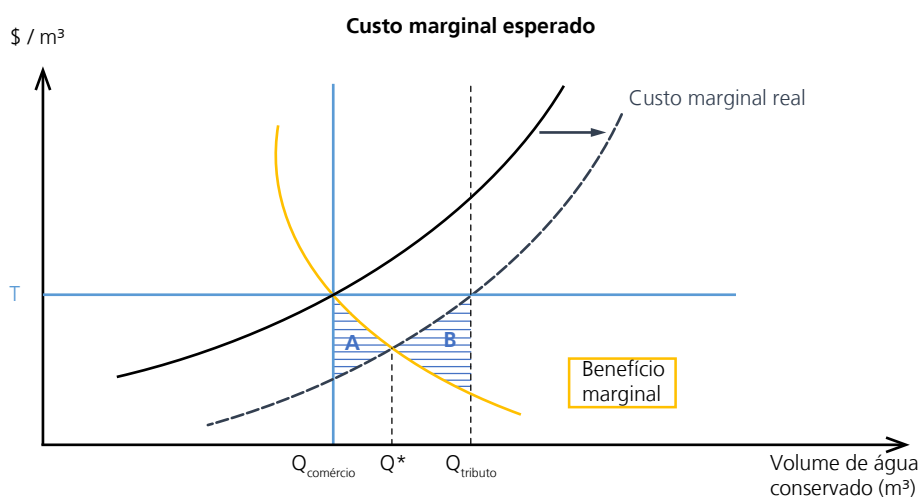
Figura 3.3 - Regulação baseada em preços vs. quantidade na presença de incertezas (1)³²



Aqui, a curva de benefício marginal (da conservação de água) é relativamente plana (flat) e os custos marginais de conservação são inferiores ao estimado no momento do desenho do instrumento. Nesse caso, a perda de bem-estar da economia (áreas hachuradas) é menor para um tributo (área B) do que para um sistema de comércio de permissões (área A).

Fonte: Adaptado de Hepburn (2006).

Figura 3.4 - Regulação baseada em preços vs. quantidade na presença de incertezas (2)



Aqui, a curva de benefício marginal (da conservação de água) é relativamente inclinada (steep) e, então, a perda de bem-estar é menor no caso de um mecanismo baseado em quantidades (área A < área B).

Fonte: Adaptado de Hepburn (2006).

31 Os mesmos resultados são observados caso os custos marginais de conservação fossem superiores ao estimado no momento do desenho do instrumento.

32 Para simplificar a análise, a presente seção analisa somente o caso em que há incertezas acerca dos custos marginais de abatimento/conservação. Para uma análise em que custos e benefícios marginais são incertos ao mesmo tempo, recomenda-se a leitura de Stavins (1996).

Uma curva de benefício marginal mais inclinada reflete um sentido de urgência, isto é, a aproximação de um ponto de segurança ambiental que não pode ser superado ocorre de forma mais acelerada ou a sociedade é muito avessa ao risco de que determinado impacto ambiental seja observado (WEITZMAN, 1974). É possível resumir a discussão da seguinte forma:

- ❖ Quando a curva de benefício marginal for pouco inclinada, o mecanismo de preço (tributo) é preferível ao de quantidade (permissões comercializáveis); e
- ❖ Quando a curva de benefício marginal for muito inclinada, o mecanismo de quantidade é preferível ao de preço.

Ainda outras diferenças podem ser destacadas entre a tributação e programas de permissões comercializáveis. Por exemplo, em países com maiores níveis de inflação, os preços das permissões em um mercado se ajustam automaticamente. No caso de um tributo, a depender de seu formato, o ajuste à inflação pode não ocorrer tão rapidamente (O'CONNOR, 1998).

Os custos envolvidos no desenho, implementação e operação de cada arranjo também podem variar de acordo com as capacidades institucionais e competências dos órgãos reguladores e, portanto, devem ser levados em consideração. Similarmente, o grau de aceitação política também representa informação relevante a ser considerada na escolha de determinado instrumento para lidar com algum problema ambiental.

Por fim, é possível conceber abordagens híbridas que combinem algumas características de instrumentos baseados em quantidades com outras de instrumentos baseados em preços. De fato, isso é observado em alguns sistemas de comércio de emissões de gases de efeito estufa, em que são adotados pisos e tetos para os preços das permissões (GVCES, 2013).

As discussões até aqui apresentadas podem ser aplicadas ao contexto dos recursos hídricos, por vezes, sem maiores alterações e eventualmente sendo necessário contemplar diferentes particularidades que envolvem o tema, desde considerações acerca do reconhecimento da água como um bem econômico até a adequação de eventuais instrumentos à gestão do recurso.

4 Economia e Recursos Hídricos: Implicações e Especificidades

Os instrumentos econômicos podem oferecer potenciais soluções para lidar com a escassez hídrica. Entretanto, a implementação desses instrumentos pode ser difícil, devido às características particulares da água:

- ❖ Bem essencial à vida;
- ❖ Múltiplos usos consuntivos e produtivos em vários setores;
- ❖ Não pode ser produzida ou manufaturada “on demand”;
- ❖ Não possui substitutos próximos;
- ❖ Sujeita a controle monopolístico, tanto público quanto privado;
- ❖ Abundante em certos lugares e escassa em outros;
- ❖ Possui pequeno valor unitário e sua extração e transporte são difíceis e caros;
- ❖ Não é facilmente divisível;
- ❖ Consumo ou uso podem não ser facilmente mensuráveis;
- ❖ Possui diferentes requisitos de qualidade a depender do uso;
- ❖ Facilmente poluída, mas dificilmente tratada;
- ❖ Sujeita à regulação governamental, racionamento ou controle de preços;
- ❖ Tema sensível e de interesse de todos (GRIMBLE, 1999).

Resumindo, água é um recurso fugitivo com quantidade, qualidade, localização e disponibilidade incertas. Também não é perfeitamente divisível e requer uma gestão coletiva com o envolvimento de diversos atores. Decisões acerca de extração, uso e retorno afetam todos os usuários e não devem ser consideradas independentes³³ (BACKEBERG, 1997).

Recurso fugitivo normalmente é entendido como aquele “que pode transitar entre os agentes de forma barata” (ARROW, 1969).

Mais especificamente no caso dos recursos naturais, é possível entender recursos fugitivos como aqueles que são perdidos caso não sejam capturados, ou ainda, para os quais os fluxos são consideravelmente maiores que os estoques (SAVENIJE, 2002).

Logo, a gestão das águas transpassa diversas fronteiras e esferas de influência. Também é dinâmica e resultante de interações entre crescimento da população, intensificação de sua utilização, múltiplos e por vezes conflitantes usos, mudanças climáticas e modificações ao seu ambiente natural. Assim, comumente apresenta necessidade de ser realizada de forma compartilhada e com estreita coordenação formal para se alcançar a eficiência e sustentabilidade desejadas.

Mais, a classificação da água (e de diferentes corpos de água) envolve questões naturais (local, topografia, tipo de vida que abriga), econômicas (tipos de usos/grupos de usuários), institucionais (estruturas de governança) e culturais. Ainda que reconheça a importância desses contextos, a presente seção não possui a pretensão de exauri-los em suas análises, tratando o recurso de forma mais geral.

O foco do estudo é a escassez hídrica e as discussões nessa seção e na próxima estão direcionadas para a quantidade de água, ainda que alguns dos conceitos e instrumentos apresentados sejam também úteis para discussões acerca de qualidade.

Água, recursos renováveis e recursos exauríveis

Primeiro conceito que merece ser explorado em caráter específico para os recursos hídricos diz respeito às possibilidades de a água ser considerada como um recurso renovável ou não, a depender de suas características. Aqui, cabe notar a diferença entre as águas superficiais (rios, lagos, reservatórios) e aquelas de aquíferos: ainda que algum estoque de aquíferos seja renovado pela percolação de água da chuva ou derretimento de neve, a maior parte foi acumulada em uma escala de tempo geológico e, portanto, não pode ser recuperada uma vez exaurida (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Tal diferença deve ser levada em consideração no processo de gestão do recurso.

Assim, a alocação de águas de superfície envolve a distribuição de uma oferta fixa, porém renovável entre diversos grupos de usuários e não atribui muita importância para questões intergeracionais, dado que a oferta futura depende mais de fenômenos naturais futuros, em especial a precipitação. Por outro lado, a retirada de água de aquíferos afeta claramente a quantidade disponível para as gerações futuras (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

³³ Nesse sentido, a interação entre as áreas de energia, alimentos e recursos hídricos é contemplada nas discussões acerca do “Energy-Water-Food Nexus” que busca identificar as sinergias e possíveis tensões decorrentes das políticas em uma dessas áreas nas demais. Para uma discussão sobre esse nexus recomenda-se a leitura de Bazilian, Rogner et al (2011).

Outra distinção importante diz respeito às duas classes de uso dos recursos hídricos:

- ❖ **Usos consuntivos:** quando há consumo efetivo da água. Por exemplo, abastecimento urbano, irrigação e abastecimento industrial; e
- ❖ **Usos não consuntivos:** quando não há consumo de água. Por exemplo, geração de energia elétrica, navegação, e assimilação de esgotos (CAMPOS e STUDART, 2002).

A combinação das características da água (de superfície x de aquíferos) e dos usos desse recurso (consuntivos x não consuntivos) representa um importante primeiro passo para avaliar se determinado corpo d'água está sob-risco de fenômenos de escassez e, eventualmente em casos extremos, de esgotamento e, portanto, para definir seu grau de rivalidade, algo essencial para determinar o tipo de bem que a água constitui nessas circunstâncias particulares.

Uma consequência que naturalmente emerge a partir desse diagnóstico diz respeito ao papel a ser desempenhado por políticas/estruturas para o armazenamento da água. Isto é, se é possível suavizar eventuais oscilações e descompassos entre a demanda e a oferta de água (recurso renovável) ou ampliar a vida econômica daquele corpo d'água (recurso exaurível).

Igualmente, a identificação de determinada fonte de água como renovável ou exaurível possui implicações relevantes para questões distributivas. No caso de um recurso exaurível, decisões sobre extração e consumo possuem também um caráter intergeracional e requerem maior atenção para a disponibilidade do recurso em horizontes temporais mais distantes, bem como para a promoção de maior eficiência no uso da água.

4.1 Água e os Diferentes Tipos de Bens Econômicos

O reconhecimento da água como um recurso escasso é fundamental para uma gestão adequada. Tal reconhecimento está intrinsecamente ligado à constatação de que a água pode e deve ser tratada como um bem econômico. A partir da definição de economia como “a ciência que estuda o comportamento humano como uma relação entre fins e meios escassos que possuem usos alternativos” (traduzido de ROBBINS, 1935), é possível afirmar que água é um bem econômico (PERRY, ROCK e SECKLER, 1997).

Essa mesma linha de raciocínio é perseguida por Liu, Savenije e Lu (2003), ao condicionar o tratamento da água com um bem econômico às circunstâncias em que há relativa escassez. Já alguns autores iriam além e afirmariam que água é um bem econômico para qualquer definição de economia (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997). Então, é mais do que pertinente analisar qual tipo de bem econômico a água é.

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) definiu a água como um bem econômico, dado que recursos econômicos escassos, como conhecimento, mão de obra e dinheiro, têm que ser usados para garantir que os recursos hídricos estejam disponíveis em quantidade, forma, qualidade, local e tempo para que as pessoas possam usá-los (OECD, 1987 apud; OPSCHOOR, 2006).

Existem quatro tipos de bens econômicos, quais sejam: bens privados, bens públicos, bens comuns e bens de clube. Um bem pode ser identificado como pertencente a uma dessas categorias de acordo com seus graus de rivalidade e excludabilidade (vide **seção 2.3**). **As características de rivalidade e excludabilidade no caso da água tendem a ser contexto-específicas, isto é, dependem do número e perfil dos usuários, de sua localização e das instituições que a governam.** Por exemplo, um lago pode ser rival – caso diversos usuários desejem utilizar uma quantidade limitada de água e impactem uns aos outros, ou não rival – caso utilizado por poucas pessoas de forma que o uso de uma não afete a outra.

Por um lado, historicamente, a água foi vista como um recurso ao qual ninguém poderia ter acesso negado. Por outro, mais recentemente, a percepção de que os estoques de água são limitados e que a expansão da oferta não pode seguir ad infinitum para atender uma demanda sempre crescente tem levado à constatação de que os recursos hídricos devem ser vistos como um bem econômico (GRIMBLE, 1999; FILHO e BONDAROVSKY, 2000).

Tal constatação pode ser dividida em três principais componentes: i) os custos marginais de provisão da água têm subido e devem continuar a subir na ausência de grandes avanços tecnológicos; ii) a água não é mais abundante, tendo que ser racionada ou alocada entre usuários; e iii) a gestão não sustentável do recurso no presente pode ter consequências negativas ainda maiores no futuro³⁴ (GRIMBLE, 1999, p. 78).

A abundância tornaria a água um bem econômico não rival³⁵. Entretanto, essa abundância não é mais observada em diversos sistemas, tendência refletida pela necessidade de continuamente expandir a oferta de água a partir de fontes cada vez mais custosas e, também, pela realização de que o conceito de rivalidade não se aplica somente dentro da geração atual, mas também com relação às gerações futuras.

Ainda assim, na prática e em muitos contextos, recursos hídricos são tratados (legalmente) como um bem de mérito, isto é, um bem para o qual demanda e oferta não são determinadas exclusivamente pelas forças de mercado, mas também com a provisão de serviços de suporte pelo governo (BACKEBERG, 1997).

Entretanto, **apenas pequenas quantidades de água podem ser vistas como essenciais à vida.** O crescimento econômico e o aumento do nível de renda das famílias fazem com que a demanda por recursos hídricos cresça, contudo, considerável parte desse uso não é essencial (GRIMBLE, 1999).

Logo, é possível e desejável reconhecer a água como um bem econômico para melhorar sua gestão. Em seguida, é mais do que pertinente questionar que tipo de bem econômico ela é: bem público, bem privado, bem comum ou bem de clube? A resposta para essa questão depende:

34 Exemplo de gestão não sustentável é a construção de estruturas para armazenamento de água que não levem em consideração os efeitos das mudanças climáticas e as alterações nos padrões de chuva no futuro, levando a uma superestimação da capacidade de abastecimento a partir dessas estruturas. Isto é, na prática tais estruturas disponibilizarão menos água do que o inicialmente previsto.

35 No limite, até mesmo deixaria de ser um bem econômico, quando virtualmente ilimitada (suficiente para atender a todos os usos possíveis).

1) Da quantidade de água disponível e necessária para os usuários

a. E, assim, da compreensão se água é uma necessidade humana básica, um bem de mérito ou um bem econômico (LIU, SAVENIJE e XU, 2003).

A necessidade humana básica pode ser um dos critérios (juízos de valor) que levem à consideração da água como um bem de mérito.

Outros critérios podem ser a beleza cênica ou ainda o fato de ser habitat de espécies animais específicas.

2) Da maneira como o recurso é gerido, isto é, como os direitos de propriedade estão configurados.

Água é rival caso duas pessoas não possam utilizá-la simultaneamente. De forma bem simples, duas pessoas não podem beber o mesmo copo de água, mas podem nadar no mesmo rio; no primeiro caso ela é rival, no segundo não. Seguindo o raciocínio, água é excludente caso outros possam ser legalmente prevenidos de usá-la. Quanto mais excludente a água é, mais próxima de um bem privado ela se torna (ZETLAND, 2014).

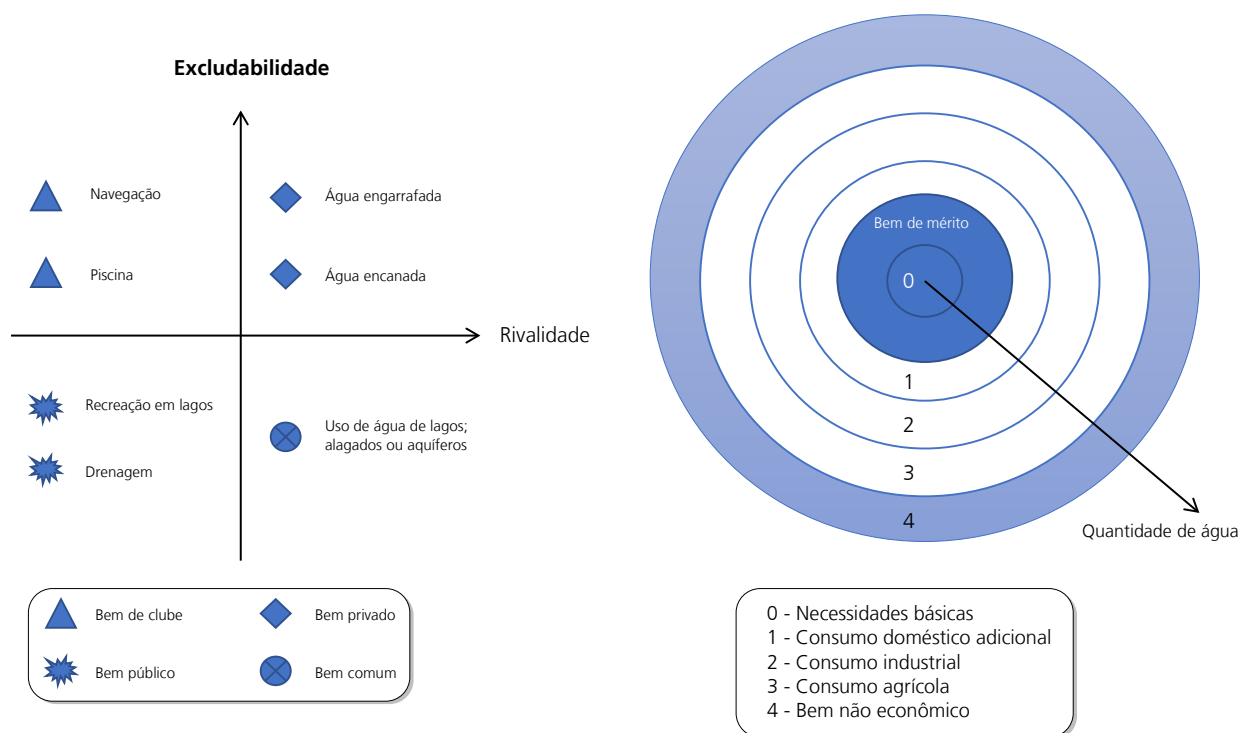
Assim, é possível afirmar que diferentes formatos ou usos da água têm diferentes tipos de valor econômico. Além disso, o tipo de bem econômico da água pode ser alterado a partir de algumas intervenções, por exemplo, o processo de fornecimento de água transforma a água dos lagos em água encanada e, conseqüentemente, de bem comum para bem privado (LIU, SAVENIJE e XU, 2003).

Sintetizando, quando a água é escassa, e a partir do momento em que as necessidades mais básicas e o abastecimento humano foram garantidos, a água pode ser considerada como um bem econômico. **Já quando a água é abundante, ela deixa de ser um bem econômico** (LIU, SAVENIJE e XU, 2003).

É, portanto, fundamental observar alguma escala de priorização de uso da água para o desenho de instrumentos que levem em consideração tanto questões de eficiência, como de equidade e outros objetivos sociais. Esse racional é exposto na **Figura 4.1** que também traz, em seu painel esquerdo, exemplos de diferentes classificações que a água pode assumir na tipologia de bens econômicos, conforme seu grau de excludabilidade e de rivalidade.

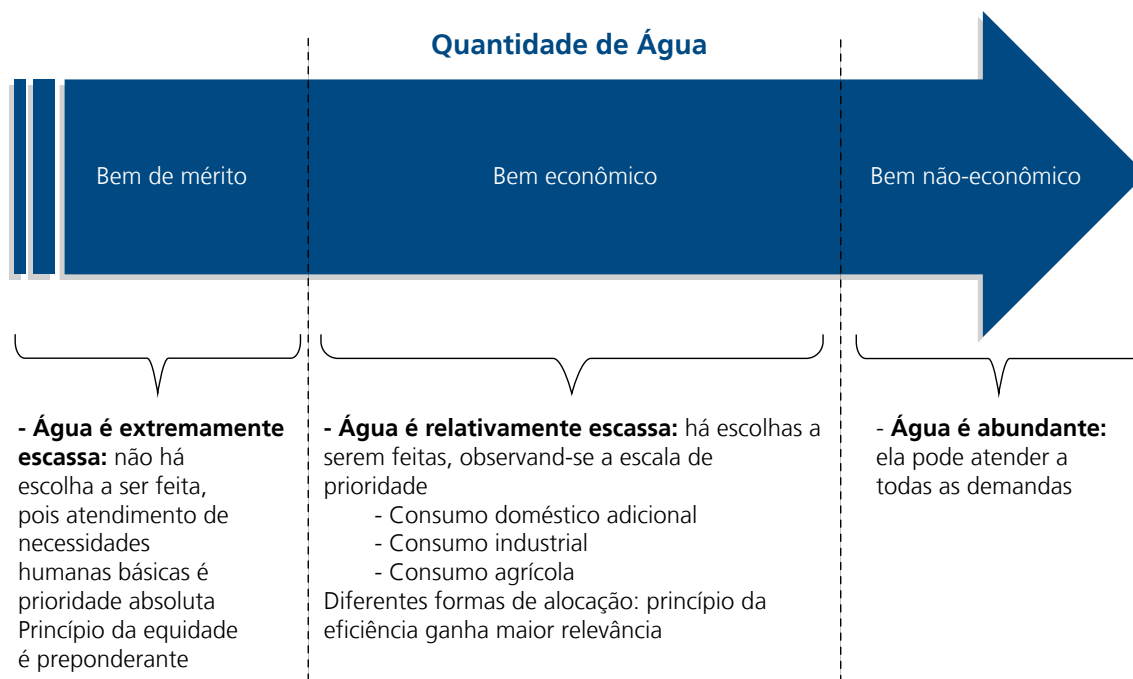
A **Figura 4.2** apresenta o mesmo racional a partir de uma perspectiva linear, isto é, partindo da esquerda, em que a água é escassa e, logo, tida como um bem de mérito, até o outro extremo, em que de tão abundante a água não mais configura um bem econômico. Essa lógica pode ser igualmente aplicada para um determinado corpo d'água, ou seja, as primeiras unidades do recurso podem ser vistas como estando no centro do círculo na **Figura 4.1** (extrema esquerda na **Figura 4.2**) e as últimas unidades no círculo externo (extrema direita).

Para resumir a discussão, recursos hídricos devem ser geridos como o bem que são. Instituições que foram construídas em um momento em que água era abundante não são adequadas para lidar com eventos de escassez (ZETLAND, 2014) e podem comprometer o desenho dos direitos de propriedade/uso e demais instrumentos para sua gestão de maneira eficiente e sustentável, afetando negativamente os incentivos para os usuários.

Figura 4.1 - Características da água e sua relação com a quantidade disponível³⁶

Fonte: Liu, Savenije e Xu (2003).

Figura 4.2 - Relação entre tipos de bens econômicos e quantidade de água



Fonte: elaboração própria.

³⁶ A escala de prioridades, conforme a quantidade disponível de água pode variar de acordo com o contexto local. Por exemplo, a dessedentação de animais pode ser considerada como de maior prioridade frente ao uso industrial e, nesse caso, alguns usos pelo setor agropecuário estariam mais próximos ao centro da figura.

Embora o binômio eficiência-equidade tenha sido tipicamente tratado como um trade-off na ciência econômica, a relação entre esses dois princípios para avaliação de políticas governamentais não deve necessariamente caracterizar uma escolha excludente, podendo envolver uma combinação entre eles (LE GRAND, 1990).

Ao mesmo tempo em que o reconhecimento da água como uma necessidade básica sugere a atuação dos governos para assegurar sua provisão, não é razoável que essa atuação se estenda para níveis superiores ao requerido para o atendimento dessas primeiras necessidades (LIU, SAVENIJE e XU, 2003).

Por fim, além de definir o tipo de bem que a água configura de acordo com as circunstâncias locais, é fundamental observar as regras que governam seu uso. Por exemplo, para que a água seja tratada como um bem privado, alguns critérios precisam ser atendidos, em especial os direitos de água devem ser claramente definidos, com duração idealmente se aproximando da perpetuidade³⁷ e com os usuários sendo autorizados a tomar decisões a partir da propriedade (adaptado de BACKEBERG, 1997, p. 377).

4.2 Água, Direitos de Propriedade e Tragédia dos Comuns

Partindo do pressuposto de que água é um recurso escasso e, portanto, um bem econômico, há diferentes perspectivas acerca do desenho mais apropriado para direitos de água que emergem de campos distintos como os da hidrologia, política, economia e também de questões culturais que fazem com que corpos de água com características similares possam ter diferentes estruturas de direitos de propriedade a depender do contexto e local em que se encontram (BACKEBERG, 1997).

Lembrete: em economia, escassez ocorre quando a demanda por determinado bem ou serviço supera sua oferta.

Para essa discussão, é relevante observar que alguns corpos d'água podem ser propensos à tragédia dos comuns (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002). Essa "tragédia" pode ser evitada ao se aplicar dois tipos de exclusão, por exemplo, no caso de um lago:

- ❖ Privatização torna a água um bem privado ao limitar a quantidade de água por ciclo hidrológico que cada proprietário pode usar; ou
- ❖ O lago é transformado em um clube que impede a entrada de novos usuários, tem regras para garantir que a água não é usada muito rapidamente e em demasia e pune os membros que não respeitarem essas regras, por exemplo, ejetando-os do clube (ZETLAND, 2011b).

Todavia, mesmo essas soluções podem ter sua efetividade limitada, caso seja virtualmente impossível ou muito custoso prevenir o acesso daqueles que queiram usar a água, mesmo que não possuam o direito formal para fazê-lo.

³⁷ Quanto maior a duração dos direitos de propriedade ou uso da água, maiores os incentivos para que o proprietário leve em consideração a disponibilidade do recurso ao longo do tempo e faça investimentos necessários para conservar o recurso, uma vez que ele (ou seus herdeiros) apropriar-se-á(ão) dos ganhos advindos dessa melhor gestão.

A **Seção 2.4** discutiu a relevância dos direitos de propriedade para o uso eficiente de recursos escassos. Com recursos hídricos, no entanto, geralmente os direitos são concedidos ao uso do recurso e as decisões de vender ou alugar a totalidade ou parcela dos direitos é limitada, quando não proibida (BACKEBERG, 1997).

Na maioria dos países, os direitos (legais) que governam a posse ou uso da água são baseados em alguma das três seguintes classes:

- ❖ Direitos ripários ou ribeirinhos: ligam a propriedade da água à propriedade de terra adjacente;
- ❖ Alocação prévia: direitos de uso determinados pelo uso histórico; e
- ❖ Alocação pública: as prioridades de uso são diretamente assinaladas pelo governo (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

Também é comum que o uso da água alocada pelo poder público para os entes privados seja obrigatório durante o período determinado.

Essa medida visa evitar a solicitação de volumes além das reais intenções ou capacidade de uso, meramente para garantir usos futuros ou impedir a concorrência, e é comumente referida como a lógica do “use ou perca” (do inglês “use it or lose it”). Tal obrigatoriedade é também referida como uma classe distinta de direitos, os “beneficial rights”.

Essa prática, contudo, não gera incentivos para a conservação e, de fato, possui o efeito contrário ao punir o consumo abaixo do concedido (ZETLAND, 2014).

Quadro 4.1 - Classes de direitos de água e tipos de propriedade

*Um direito de propriedade estipula legal e teoricamente, os direitos e deveres de seu detentor, bem como, por vezes, delimita quais entidades podem resguardá-lo e como podem gerir o bem a que o direito se aplica. A partir dessa definição, a **Seção 2.4** apresentou quatro tipos de propriedade: as privadas, as estatais, as comuns e as de livre acesso.*

Ainda que seja possível buscar compreender como esses tipos de propriedade relacionam-se às classes de direitos de água apresentadas acima, as relações feitas aqui são meras generalizações e podem não refletir a realidade de casos específicos.

*Os **direitos ripários** atrelam a propriedade da água à propriedade da terra, essa, por sua vez, é normalmente privada. Por extensão, nesses casos a água é, então, tratada como propriedade privada. Entretanto, dado que todos os proprietários de terra adjacentes a um corpo d’água possuem o mesmo direito, é possível notar que na prática, os direitos ripários acabam por configurar um sistema de propriedade comum (ainda que limitado aos proprietários adjacentes).*

*Na alocação de **direitos com base no uso histórico**, geralmente, uma vez definido qual usuário possui a melhor reivindicação, apenas tal usuário pode deliberar sobre o uso do recurso, logo, tende a tratar-se de propriedade privada. Similarmente ao caso dos direitos ripários, todavia, a partir do momento em que mais de um usuário possui reivindicações sobre um mesmo curso d’água o sistema se aproxima de uma propriedade comum.*

Em ambos os casos, a definição de quantidades, periodicidade, local e tipo de uso em associação ao direito da água afasta o sistema de um regime de propriedade comum e o aproxima, novamente, de um regime de propriedade privada, desde que tal definição garanta que a oferta seja sempre igual ou superior à demanda por água ou a determinado nível de segurança ecológica.

*Já no que diz respeito à **alocação pública**, o estado define as prioridades de uso e quantidades que diferentes usuários podem utilizar/extrair do recurso. Ainda que o poder público possa alocar direitos de uso que tornem parcelas de determinado curso d’água, para todos os efeitos, em propriedades privadas ou comuns, em última instância o recurso é de propriedade estatal.*

Por outro lado, nenhuma das classes acima é aplicável em uma propriedade de livre acesso, uma vez que todos possuem o direito de usar, extrair e modificar o recurso e não podem ser impedidos de fazê-lo ainda que suas ações possam prejudicar outras pessoas.

Os direitos ripários tendem a manter a rivalidade controlada até o momento em que um evento de escassez transforma a água em um bem comum, com o uso de uma pessoa ou empresa reduzindo a quantidade disponível para as demais. Essas circunstâncias historicamente contribuíram para o surgimento dos direitos com base na alocação prévia (ZETLAND, 2014).

Lembrete: não somente bens públicos puros (aqueles com baixa rivalidade e excludabilidade) podem ser providos pelo setor público, isto é de propriedade estatal.

Igualmente importante é o fato de que bens públicos também podem ser alocados com base nas outras categorias de direitos de propriedade (privada, comum e de livre acesso).

Nos direitos com base em alocação prévia, o proprietário do direito pode usar uma quantidade definida de água (de aquífero ou de superfície) como se fosse um bem privado. É comum que esse direito seja estabelecido numa lógica de “first in time, first in right”, isto é, garantindo o privilégio do uso àquele que primeiro extrai a água para uso próprio (doutrina de apropriação prévia). Esse primeiro uso não significa, necessariamente, o melhor uso e, portanto, tal alocação pode não ser eficiente (ZETLAND, 2014).

Essas duas classes de direito historicamente eliminaram o problema associado ao surgimento de múltiplas reivindicações concorrentes para o uso da água ao estabelecer regras para a exclusão de usuários. Todavia, acabaram por criar ou intensificar o problema de exaustão do recurso, ao permitir usos privados que excedessem a capacidade de reposição dos estoques (ZETLAND, 2014). De fato, essa foi uma das motivações, por exemplo, para reformas nas leis de água da Austrália na década de 1990 (vide **Quadro 4.2**).

Quadro 4.2 - Limitações dos direitos ripários e reforma institucional na Austrália

Sistemas puros de direitos ripários, isto é, aqueles em que o único critério relevante para a alocação de água é a adjacência à terra, possuem limitações como a imprevisibilidade e indefinição dos critérios de decisão na eventualidade de um conflito pela água e a falta de processos para gestão da água em períodos de escassez extrema ou para a proteção de valores públicos (como segurança ecológica).

Ainda que eventuais disputas possam ser resolvidas judicialmente, não há incentivos para que cada usuário leve em consideração os seus impactos sobre os demais. Adicionalmente, a transação de direitos de propriedade de água não é possível sem a aquisição também da terra, fato que na prática inviabiliza o surgimento de mercados de água.

*Por esses e outros motivos, a partir de 1995 uma série de reformas na Austrália foi gradualmente substituindo um sistema de direitos ripários por direitos baseados na quantidade de água, pela mensuração da demanda e pela precificação volumétrica da água (ver mais sobre esse tipo de cobrança na **Seção 5**). Esses novos direitos passaram a ser transacionáveis, permitindo que eventuais conflitos pela água fossem resolvidos voluntariamente via negociações entre as partes interessadas (como discutido para a bacia de Murray-Darling, na **Seção 7**).*

Fontes: Dellapenna (2004) e McKay (2005).

Decisões acerca da extração e uso de água tendem a implicar em custos ou benefícios para terceiros, isto é, o recurso é rival e propenso a externalidades, em especial para usos consuntivos. Ou seja, a decisão de um agente de extrair determinada quantidade de água, faz com que outros não possam usá-la, assim, limitando o benefício que esses indivíduos poderão obter a partir do recurso.

A natureza desse problema é de ordem recíproca, uma vez que a não permissão do uso/extração por um agente limita os benefícios que este usufruiria a partir do recurso.

É comum que recursos hídricos sejam tratados como propriedade pública/estatal, ainda que indivíduos ou grupos de usuários possam ter acesso mediante designação de alguma forma de titularidade (MCCORMICK, 1994). Tal designação de titularidade pode, inclusive, se aproximar das classes de direitos ripários ou de alocação prévia.

De fato, uma forma de alocação pública são **os direitos ripários regulados**, para os quais o órgão governamental responsável requer que nenhuma água seja extraída de uma fonte de água sem que seja concedida licença que estipula as condições e o período em que tal extração pode ocorrer. Assim, tal órgão define a priori se o uso proposto da água é razoável tanto em termos sociais mais amplos, quanto com relação aos impactos sobre os outros usos permitidos para aquela fonte (DELLAPENNA, 2004).

As vantagens desse sistema estão associadas à garantia de que, ao menos para o período da licença, o uso daquele volume de água não poderá ser contestado e, conseqüentemente, permite a realização daqueles investimentos com prazo de maturação inferior ao da licença (DELLAPENNA, 2004).

Contudo, limitações de conhecimento por parte do órgão regulador e incertezas associadas ao ciclo hidrológico, bem como, os problemas associados à alocação de um recurso escasso com base em critérios políticos, como o surgimento do comportamento de rent-seeking, fazem com que, mesmo nesse caso, a disponibilidade e qualidade do recurso não sejam garantidas. Similarmente, uma alocação com base em critérios políticos pode criar ganhos excepcionais para indivíduos que pagaram pouco ou nada para receber direitos extremamente valiosos (ZETLAND, 2014).

Por fim, a disponibilidade de água costuma ser difícil de prever, quando não aleatória e, assim, a definição das quantidades a que cada usuário tem direito, seja em um sistema de alocação prévia ou pública, é tarefa extremamente complicada (ALMEIDA, 2005). É importante, portanto, que os regimes que governem a alocação de direitos de água sejam flexíveis para se adequar a novas realidades, inclusive eventos extremos de escassez.

4.3 Eficiência na Gestão de Recursos Hídricos

Historicamente, a gestão dos recursos hídricos caracterizou-se por uma abordagem focada na engenharia para a provisão de água, mas é também necessário direcionar esforços e atenção para abordagens econômicas e institucionais que busquem regular a demanda pelo recurso (BACKEBERG, 1997). Ou seja, é possível conceber abordagens tanto tecnológicas quanto econômicas para que o uso dos recursos hídricos seja mais eficiente. Maior eficiência no uso de água pode ser alcançada de duas maneiras:

- ❖ **Eficiência técnica (ou produtiva):** uso de tecnologias mais eficientes, tais como irrigação por gotejamento ao invés de irrigação por inundação e aspersão;
- ❖ **Eficiência alocativa:** uso da água por aquelas atividades que geram mais valor (ALLAN, 1999).

As discussões nesse estudo focam na capacidade dos instrumentos econômicos de induzir os comportamentos dos agentes de forma a tornar ambas as abordagens mais frequentes, contudo mais especificamente apresenta a eficiência alocativa como forma para lidar com e minimizar a ocorrência e severidade de eventos de escassez. Os dois conceitos, entretanto, não devem ser encarados como excludentes.

Para se promover eficiência produtiva é necessário mobilizar investimentos para o desenvolvimento e adoção de tecnologias mais eficientes, bem como para a capacitação e treinamento de usuários agrícolas e industriais. Contudo, o foco na eficiência produtiva não traz, com a mesma intensidade, os benefícios econômicos oriundos da eficiência alocativa (ALLAN, 1999).

Mudanças tecnológicas também requerem tempo e, nesse sentido, Johansson, Tsur, et al. definem **eficiência** da seguinte maneira: “uma alocação eficiente dos recursos hídricos é aquela que maximiza os benefícios para a sociedade advindos do uso das atuais tecnologias e oferta de água” (traduzido de JOHANSSON, TSUR, et al., 2002, ênfase nossa).

No curto prazo tal alocação eficiente equaliza os benefícios marginais do uso da água entre todos os setores usuários, maximizando o bem-estar da sociedade, dadas as tecnologias e oferta existentes. Benefício marginal refere-se ao ganho obtido a partir do uso de uma unidade adicional de água, por exemplo, para a geração de energia, irrigação, uso industrial ou ainda para a conservação, uma vez que uma alocação eficiente deve levar em consideração os custos econômicos da água e não somente os custos monetários (vide **Quadro 4.3**).

Água é um recurso com qualidade e quantidade que variam frequentemente, assim como sua demanda também oscila ao longo do tempo. Logo, o custo de oportunidade da água acompanha tais oscilações, isto é, conforme a demanda aumenta (dada uma mesma oferta) o custo de oportunidade sobe, o mesmo ocorre caso a oferta diminua enquanto a demanda permanece inalterada.

Quadro 4.3 - Custo da água em termos econômicos

Em termos econômicos, o custo da água pode ser dividido em dois principais componentes, ambos reais e que inevitavelmente serão pagos por alguém (usuário, contribuinte ou gerações futuras):

- **Custo de provisão**, inclusive os investimentos (custos fixos) e custos operacionais e de manutenção (variáveis); e
- **Custo de oportunidade** ou o valor de produção de que se abriu mão para empregar a água em outro uso e eventuais externalidades econômicas. Quando o recurso é não renovável, o custo de oportunidade é imposto também sobre gerações futuras.

*Tal custo econômico acrescido das **externalidades ambientais** representa, então, o custo total da água. A tabela abaixo compara esse conceito com os de valor e preço da água:*

Conceito	Definição
Custo	Custos de operação e manutenção; de capital; de oportunidade; e das externalidades econômicas e ambientais
Valor	Benefícios para usuários ; de fluxos de retorno; benefícios indiretos; e valores intrínsecos
Preço	Quantidade definida por sistemas políticos e sociais para garantir a recuperação dos custos, equidade e sustentabilidade

Na prática, não necessariamente os preços praticados refletem os custos e os valores da água. Os instrumentos econômicos podem facilitar o cumprimento de tal condição e, assim, garantir um uso e uma alocação mais eficiente dos recursos hídricos.

Fonte: Grimbale (1999); Rogers, Silva e Bhatia (2002).

Retomando a distinção entre águas superficiais e de aquíferos, uma alocação eficiente de águas superficiais deve lidar com dois desafios:

1) Equilíbrio entre diferentes grupos de usuários concorrentes. Nesse aspecto, a água deve ser alocada de forma a equalizar o benefício marginal entre todos os usuários. Ou seja, usuários que conseguem mais facilmente encontrar substitutos ou conservar água, recebem alocações proporcionalmente menores (ZARNIKAU, 1994).

2) Variabilidade anual do fluxo de água. Precipitação, evaporação e escoamento variam de um ano pro outro e, em alguns anos, haverá menos água para ser distribuída do que em outros. Assim, um sistema eficiente deve ser capaz de antecipar e alocar tanto quantidades acima quanto abaixo da média³⁸ (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Já para uma **alocação eficiente de água de aquíferos**³⁹, o preço da água deveria subir ao longo do tempo até o momento em que: i) o recurso é completamente esgotado (Regra de Hotelling, vide **seção 2.2**); ii) o custo marginal de obtenção (extração) torna-se proibitivo; ou iii) o custo marginal de obtenção torna-se igual ao da próxima fonte de água menos cara. Ou seja, uma alocação eficiente leva em consideração o custo de oportunidade associado à não disponibilidade de uso da água no futuro (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Assim, tão ou mais importante do que o arranjo a governar o uso dos recursos hídricos é a definição da quantidade de água que pode realmente ser alocada de forma sustentável. Frequentemente corpos d'água foram alocados para além dos seus níveis de segurança ecológica (ZETLAND, 2014). Barreiras legais e institucionais, como restrições a transferência de água e a cobrança pelo uso da água por meio de preços muito baixos para influenciar mudanças de comportamento por parte de usuários, também afastam a gestão dos recursos hídricos de uma alocação eficiente.

4.4 Aumentando a Flexibilidade na Alocação de Água

A maior frequência e severidade de eventos de escassez hídrica têm feito com que a sociedade e, em particular os gestores de água, se deparem mais comumente com a difícil missão de alocar o recurso entre diversos usos concorrentes (ZETLAND, 2014). Ainda que os direitos de propriedade configurem fundamental instrumento para tal alocação, outros aspectos podem tornar o processo mais flexível para os usuários e ao longo do tempo. A adoção de (outros) instrumentos econômicos, por exemplo, faz com que a água seja precificada (explícita ou implicitamente) de forma a refletir as externalidades associadas ao seu uso/extração e sua escassez.

As diferentes características e usos da água possuem consequências sobre quais critérios devem ser levados em consideração para sua alocação e, eventualmente, para o desenho de tais instrumentos. Contudo, algumas considerações podem ser feitas antes de analisar as vantagens e desvantagens comumente associadas aos principais tipos de IEs usados para a regulação da demanda por água.

A alocação excessiva de águas subterrâneas quando muitos usuários acessam livremente o mesmo aquífero pode contribuir para que o recurso seja esgotado muito rapidamente, ao não oferecer incentivos para que os usuários o conservem.

38 As mudanças climáticas possuem impactos sobre os padrões de precipitação e também devem ser levadas em consideração para além da atenção a médias históricas.

39 Assumindo que esses sejam exauríveis, ao menos no horizonte de tempo relevante para os tomadores de decisão/formuladores de políticas públicas.

Por exemplo, flexibilidade é um entre os critérios que podem ser levados em conta quando da alocação de direitos (ao uso) de água. Outros possíveis candidatos são: segurança da propriedade; reflexo dos custos de oportunidade; previsibilidade; eficiência; equidade; aceitação pública e política; eficácia; factibilidade administrativa; e sustentabilidade (LE MOIGNE, DINAR e GILTNER, 1995 apud; BACKEBERG, 1997).

Métodos para alocação de água são sensíveis a uma série de aspectos sociais, físicos, institucionais e políticos e o desenho das melhores alternativas deve levar esses aspectos em consideração de forma a alcançar as soluções mais adequadas para cada contexto específico (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002). Isto é, qualquer preferência teórica por determinado instrumento deve ser compatibilizada com as realidades locais.

A progressividade do sistema tributário da jurisdição, por exemplo, pode ser levada em conta quando da concepção de uma política de cobrança pelo uso da água.

Ainda que desejável, a implementação de preços de água que levem a uma alocação eficiente é tarefa desafiadora, já que alguns dos custos de oportunidade associados ao uso do recurso são extremamente difíceis de quantificar (vide **Quadro 4.4**). Todavia, sinais de preços e do valor da escassez mais claros e fortes podem levar a ganhos com relação ao status quo (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Ou seja, **a adoção de instrumentos econômicos para a gestão de recursos hídricos pode configurar uma solução custo-efetiva frente a outras abordagens, uma vez definida, por exemplo, uma meta de conservação ou redução do consumo**. Realmente, tanto em termos teóricos quanto empíricos, políticas ambientais baseadas em instrumentos econômicos tendem a ser mais custo-efetivas do que políticas não baseadas em tais instrumentos, como as políticas de comando e controle (COLLINGE, 1994; KRAUSE, CHERMAK e BROOKSHIRE, 2003; OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Quadro 4.4 - Elasticidade-preço da água

A elasticidade-preço da água para usuários domésticos varia consideravelmente de acordo com o uso. Água para banheiros, chuveiros e usos internos nos Estados Unidos tem elasticidade estimada em -0,2 a -0,4, já para usos externos (jardinagem, piscina e outros usos voluntários) a elasticidade-preço é estimada em -0,7 a -1,2.

Isto é, preços mais altos fazem com que as pessoas utilizem um pouco menos de água dentro de casa (2 a 4% a menos, para 10% de aumento no preço) e muito menos água para usos externos (7 a 12% a menos para um mesmo aumento de preço).

Ou seja, os próprios usuários identificam aqueles usos prioritários e tratam o recurso de forma diferente, conforme a necessidade. O grau de flexibilidade conferido pelos IEs é particularmente propício para permitir respostas diversas entre usuários e por um mesmo usuário à medida que a água torna-se mais ou menos escassa.

Fonte: Zetland (2011b).

5 Instrumentos Econômicos para Gestão de Recursos Hídricos

Sistemas de comando e controle oferecem pouca flexibilidade, bem como não asseguram que as tecnologias e soluções mais eficientes sejam adotadas. Além disso, o monitoramento das atividades de todos os usuários de água pode implicar em altos custos administrativos, devido à necessidade de manutenção de extenso e bem capacitado corpo técnico (CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005).

Até certo ponto, problemas de escassez podem ser resolvidos de forma muito mais célere por meio de mudanças nos incentivos que os consumidores percebem do que por ações do lado da oferta, como construir uma planta de dessalinização ou realizar obras para transferir água de regiões mais distantes (com a transposição de rios que abastecem outras cidades, provavelmente também sujeitas a condições hídricas desfavoráveis) (ZETLAND, 2011b).

A economia de água associada a abordagens baseadas em instrumentos econômicos advêm de dois principais fatores:

- ❖ A habilidade de usuários que se deparam com preços mais altos de decidir quais usos reduzir de acordo com suas preferências, mais do que por meras restrições de quantidade ou práticas;
- ❖ A capacidade de permitir respostas diversas à política dentro e entre os diversos grupos de usuários, levando à substituição do uso pelos que valorizam menos o recurso para aqueles que o valorizam mais (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Assim, IEs podem desempenhar papel importante na gestão de recursos hídricos. A presente seção busca, então, analisar os aspectos teóricos por trás de algumas opções mais comuns na literatura. De forma geral, quatro tipos de instrumentos econômicos têm sido propostos para lidar com recursos hídricos:

- ❖ **Direitos de propriedade:** direitos de posse, direitos ou quotas de uso e direitos à exploração/desenvolvimento. Esses direitos podem ou não ser transferíveis (quando transferíveis, se aproximam de um sistema de permissões comercializáveis);
- ❖ **Medidas baseadas em tributos:** taxas, tarifas, impostos, contribuições e preços públicos associados ao uso da água e/ou à provisão de serviços de tratamento e distribuição da água;
- ❖ **Regimes de compensação e seguros:** regras para a compensação e diversos tipos de seguros e títulos ambientais que devem ser pagos⁴⁰, por exemplo, na eventualidade de contaminação de corpos d'água;

40 Environmental-performance bonds.

❖ **Permissões comercializáveis ou sistema de comércio de emissões/efluentes:** permissões a emitir poluentes até certo limite, que pode ser atendido por reduções nas emissões ou aquisição de permissões excedentes de outros participantes (CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005, p. 2).

Em todos os casos acima, os IEs buscam descentralizar as decisões acerca da gestão dos recursos hídricos, expandir as escolhas dos indivíduos e melhorar a maneira com que as sociedades gerenciam e alocam a água (ZETLAND, 2011b). Os dois últimos grupos de instrumentos aplicam-se a questões de qualidade dos recursos hídricos e agem de forma a prevenir que níveis inseguros de poluição ocorram em determinado corpo d'água e, portanto, não serão abordados no presente estudo.

No que diz respeito à escassez hídrica, a precificação da água é reconhecida como uma das medidas de incentivo mais importantes para a gestão da demanda, com o intuito de atingir uma alocação mais eficiente (ou custo-efetiva) e sustentável. Contudo, algumas perguntas devem ser feitas:

- 1) Qual o preço a ser praticado?
- 2) Quem é responsável por estabelecê-lo: o órgão regulador diretamente ou os agentes privados (a partir de uma alocação de quantidades feita pelo órgão regulador)?

No que diz respeito ao preço, a fim de atender ao princípio de eficiência, a água deve ser alocada de forma a maximizar as somas dos excedentes dos produtores e dos consumidores, isto é, com o recurso sendo usado até o momento em que o custo marginal é igual ao benefício marginal. Um preço eficiente, por exemplo, seria igual ao custo marginal de longo prazo para a provisão da água, fazendo com que os consumidores se deparem com uma escolha apropriada do ponto de vista da sociedade, qual seja: consumir mais uma unidade de água somente se os benefícios privados de fazê-lo superarem os custos sociais totais. Caso o preço seja inferior ao custo marginal de longo prazo da provisão, o consumo será superior ao ótimo (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

No curto prazo e sem aumentos de preços como um sinal, o consumo de água prossegue mesmo em períodos de escassez em um ritmo acima do desejado. Já no longo prazo, preços ineficientes afetam os padrões de uso da terra, decisões acerca da localização de plantas industriais, bem como os hábitos e percepções das pessoas com relação ao recurso (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Tais constatações são válidas para qualquer abordagem para a precificação dos recursos hídricos. A principal distinção a ser feita, então, é entre o preço que emerge da transação de direitos de propriedade (ou de uso) da água determinados por processos de mercado e aquele estabelecido via tributos (ou preços públicos) por órgãos governamentais. Em ambos os casos uma alocação eficiente será alcançada, desde que o valor da escassez esteja refletido nos preços de mercado ou os custos de ofertar água estejam refletidos nas tarifas (BACKEBERG, 1997). Todavia, a definição desse valor de escassez não é trivial, por exemplo devido às incertezas acerca das necessidades hídricas no futuro.

A **Figura 5.1** apresenta um mapa de possíveis IEs para recursos hídricos, com destaque para os mercados de direitos de água e diferentes estruturas de tributação. Os detalhes desses instrumentos são apresentados nos tópicos a seguir, iniciando por aqueles mecanismos baseados em quantidades, passando pelos mecanismos baseados em preços e, por fim, brevemente discorrendo sobre outros instrumentos. Suas aplicações e resultados dependem do contexto e local em que são contemplados; contudo, é possível desenvolver e apresentar algumas ideias e lições gerais acerca deles (CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005).

Cabe também destacar que mecanismos baseados em mercados e esquemas de precificação e cobrança pelo uso da água podem ser tanto alternativos quanto complementares a depender dos objetivos, horizontes temporais e dimensões territoriais contemplados (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997).

O mapa já apresenta uma primeira distinção a ser realizada entre os diferentes IEs de acordo com o fato de o instrumento requerer que o preço da água apareça/seja determinado de forma explícita ou aqueles para os quais tal preço pode ou não ser observado explicitamente (representados por diferentes cores na **Figura 5.1**). Por exemplo, a atribuição de um direito de propriedade pode fazer com que o proprietário leve em consideração os custos de oportunidade da água e, assim, implicitamente estabeleça um preço para a sua tomada de decisão. Caso esse direito de propriedade possa ser comercializado, o usuário acaba por revelar suas disposições (a pagar ou receber) à medida que atua no mercado e o preço explícito (do direito) emerge a partir das transações.

Outras dimensões que também merecem ser observadas para a análise dos diferentes instrumentos são a aplicabilidade desses: i) para o autoabastecimento e para o abastecimento público (ver **Quadro 5.1**); e ii) para usos consuntivos e usos não consuntivos. Tais dimensões são apresentadas para cada instrumento na **Figura 5.2** (mantendo a legenda de cores).

A distinção de acordo com a aplicabilidade somente a usos consuntivos ou a ambos os tipos de usos recebe menor atenção nos tópicos a seguir devido ao foco na escassez hídrica. Usos não-consuntivos são afetados, porém não são os principais causadores do desequilíbrio entre demanda e oferta de água.

Quadro 5.1 - Autoabastecimento e abastecimento público

De modo geral, é possível identificar os seguintes grupos de usuários de água:

- *Companhias de água para abastecimento público, que podem ser públicas, mistas ou privadas;*
- *Pessoas jurídicas com autoabastecimento para fins domésticos;*
- *Pessoas jurídicas com autoabastecimento para uso industrial;*
- *Pessoas jurídicas com autoabastecimento para fins rurais;*
- *Usuários da rede de abastecimento (uso doméstico, rural e industrial);*
- *Pessoas físicas com autoabastecimento para uso doméstico; e*
- *Pessoas físicas com autoabastecimento para fins rurais.*

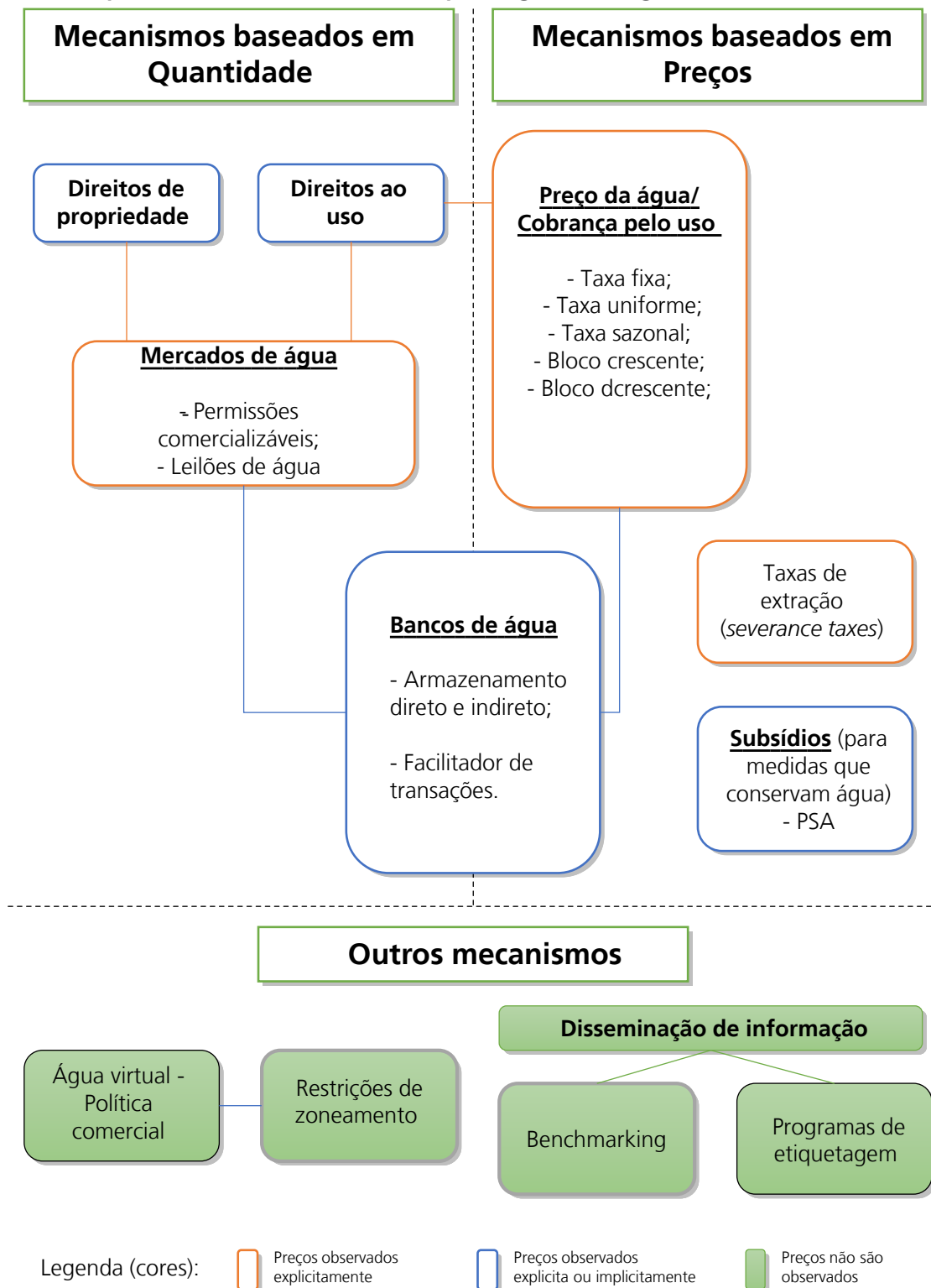
A distinção entre o destino da água extraída, para uso próprio ou para fornecimento para terceiros, se faz relevante uma vez que no segundo caso há uma diferença clara entre as etapas e os agentes responsáveis pela extração e pelo consumo.

À medida que companhias de abastecimento podem “repassar” os custos de um IE para os usuários em sua rede, um instrumento em particular permite a comparação e o aumento de eficiência das próprias companhias, qual seja: o benchmarking.

Todos os demais IEs podem ser configurados, de alguma maneira, tanto para o autoabastecimento quanto para o abastecimento público. De fato, em uma bacia hidrográfica é possível que ambos os tipos de usuários sejam atingidos pelo mesmo instrumento, afetando os incentivos para o consumo de água a partir de um direito de acesso à (ou uso de) água.

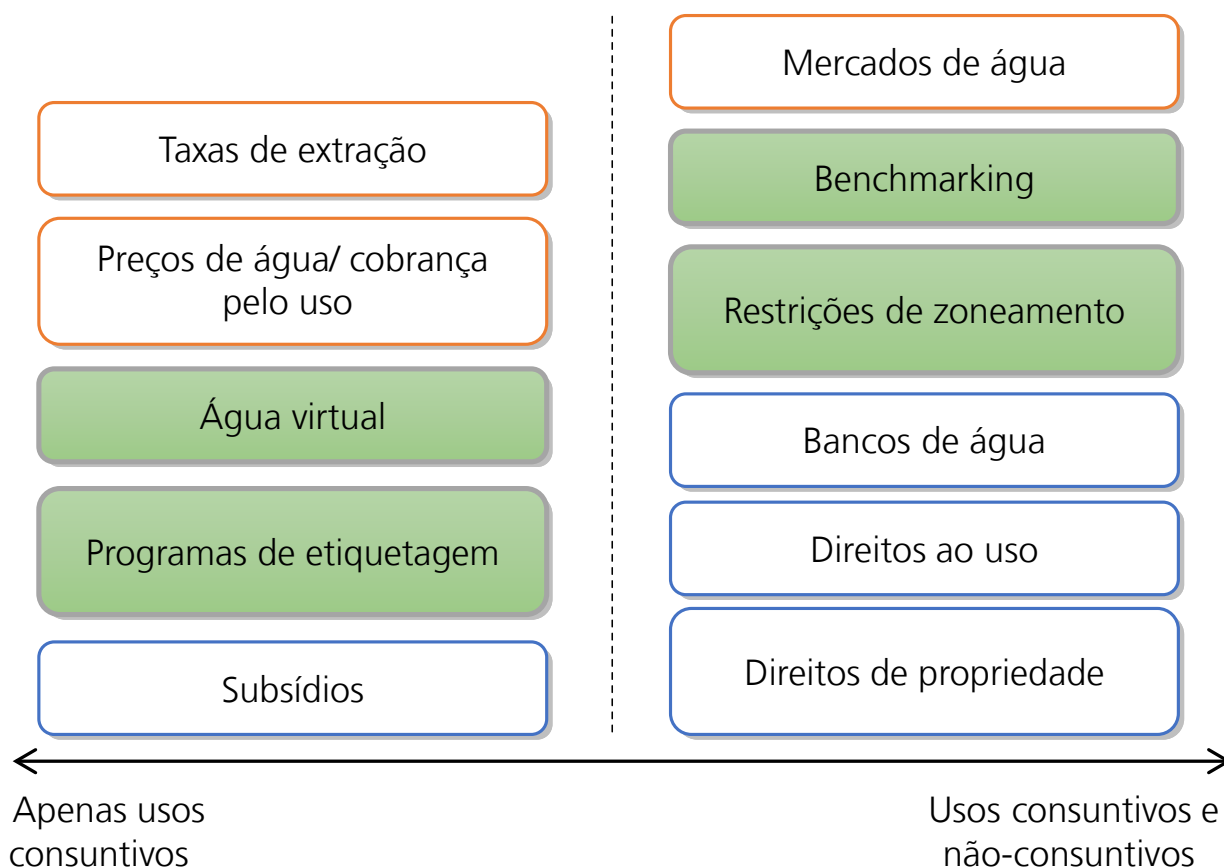
Fonte: elaboração própria.

Figura 5.1 - Mapa de instrumentos econômicos para a gestão de água



Observação: alguns dos instrumentos são ligados por linhas para representar aqueles instrumentos que dependem ou alteram uns aos outros. Por exemplo, um mercado de água só pode ser estabelecido na presença de direitos de propriedade ou uso que podem, então, ser transacionados. Similarmente, créditos obtidos junto a um banco de água podem, posteriormente, ser usados para abater uma taxa de cobrança pelo uso da água.

Fonte: elaboração própria.

Figura 5.2 - Outras dimensões para instrumentos econômicos para a gestão de água

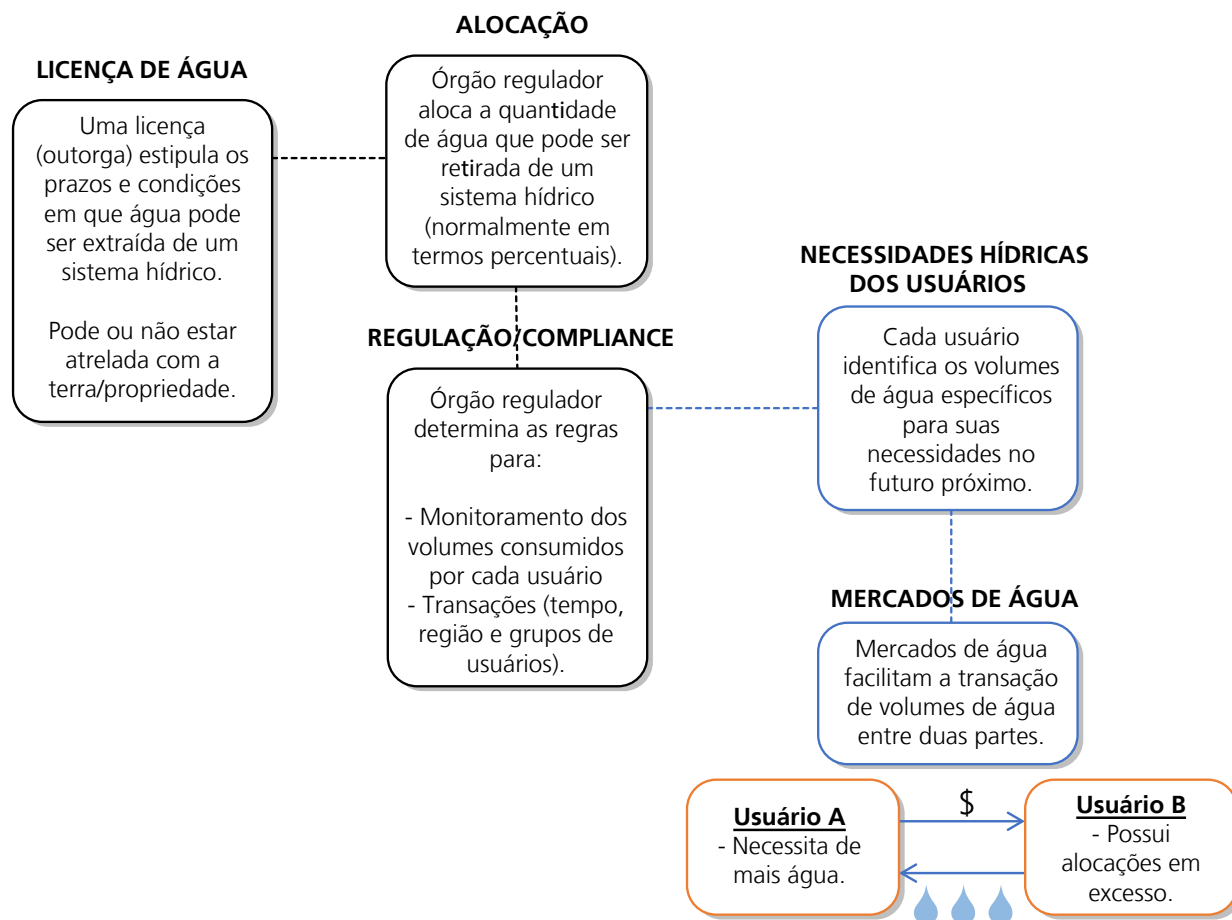
Fonte: elaboração própria.

5.1 Mecanismos Baseados em Quantidades: Transação de Direitos de Água

Mercados de direitos de água oferecem uma alternativa para a alocação dos recursos hídricos, promovendo maior flexibilidade e ganhos de eficiência em relação a um mecanismo puramente controlado centralmente por órgão regulador, seja via regulação de comando e controle, seja via direitos de propriedade não transacionáveis (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

A ideia por trás dos mercados de água como um mecanismo alocativo reside no uso das informações que podem ser agregadas pelo sistema de preços, com os sinais do mercado indicando os valores relativos, privados e sociais, da água em uma variedade de usos (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997). Assim, busca-se atingir uma alocação superior às que seriam alcançadas na ausência desses sinais. A **Figura 5.3** exemplifica, de forma simplificada, como tal mercado funcionaria.

Figura 5.3 - Funcionamento de um mercado de água



Fonte: Adaptado de Waterfind Australia (2015).

Na prática, **o bem adquirido não é a água e sim o direito de propriedade ou uso do recurso**, em determinada quantidade e espaço de tempo (CAMPOS e STUDART, 2002). Assim, o comprador passa a poder usufruir da totalidade ou parcialidade dessa água e se apropriar dos retornos de sua utilização.

No que diz respeito ao tempo, uma transação pode envolver a transferência dos direitos apenas por determinado período ou em caráter definitivo. Já com relação ao espaço, tais transações podem ser permitidas somente dentro de uma área específica, de uma bacia hidrográfica, município, estado ou até mesmo país, a depender da disponibilidade de estrutura (física) para garantir a realização das transações e entrega da água. Negociações também podem ser restritas dentro de um grupo de usuários ou entre diversos grupos (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Dimensões de um mercado de direitos de água

TEMPO (DURAÇÃO DAS TRANSFERÊNCIAS)			
Permanentes		Temporárias (limitadas)	
REGIÃO			
Nacional	Estadual	Bacia hidrográfica	Outra região específica
PARTICIPANTES			
Todos os usuários na bacia		Apenas entre usuários de um mesmo grupo (ex.: Irrigação).	
Fonte: Elaborado a partir de Campos e Studart (2002).			

Fonte: Elaborado a partir de Campos e Studart (2002).

A principal vantagem, em teoria, dos mecanismos baseados em mercado frente à tributação reside no fato de que o órgão governamental não necessita encontrar o preço correto para promover uma alocação eficiente. Esse preço emergiria naturalmente a partir das interações do mercado (CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005). Contudo, resta ao órgão regulador a tarefa não menos árdua de alocar direitos e, conseqüentemente, quantidades entre os diversos usuários.

Assim, permitir que os usuários de água transacionem voluntariamente seus direitos de propriedade ou uso estimularia a conservação e asseguraria que o recurso fosse utilizado por aqueles usos de maior valor (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Ou seja, ao permitir a transação entre diferentes usuários, tal IE possibilita ganhos de bem-estar a todos envolvidos em negociações em relação ao status quo, dado que **todas as trocas são voluntárias** com a propriedade ou direito de uso da água sendo transferidos daqueles que menos a valorizam para aqueles que mais a valorizam (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997).

A capacidade conferida aos proprietários de direitos de se apropriar de todos os benefícios do uso, locação ou venda desses direitos configura pré-requisito básico para que água seja realocada daqueles usos de menor valor para outros com maior valor, tanto dentro de um único setor usuário, quanto entre diferentes setores (BACKEBERG, 1997). O resultado das transações tende a ser o uso mais eficiente, flexível e produtivo da água em cenários de escassez e variabilidade na oferta desse recurso.

Interações de mercado são um meio eficaz para a alocação de direitos de propriedade de recursos escassos, inclusive água, ainda que existam imperfeições em tal mercado (BACKEBERG, 1997, p. 363).

A mudança de uma alocação puramente administrativa para uma feita pelo mercado implica na transferência de poder do órgão regulador para os usuários de água e exime, até certo ponto, o setor público da necessidade de realizar grandes investimentos em infraestrutura para ampliação da oferta e dos custos de manutenção associados com essa expansão (ROSEGRANT e GAZMURI, 1994).

No que diz respeito ao aspecto ambiental, um benefício dos mercados de água é o incentivo que eles oferecem para a conservação do recurso, novamente com o ganho adicional de reduzir a necessidade de construir novas estruturas para provisão de água que podem por si só causar impactos ambientais. Por outro lado, grandes transferências de água podem alterar condições de fluxo e temperatura e afetar negativamente, por exemplo, estoques de peixes (ROSEGRANT e GAZMURI, 1994).

Logo, ainda que mercados privados possam ser responsáveis pela alocação de água, os órgãos governamentais responsáveis devem desempenhar o papel fundamental de oferecer instituições sólidas, estáveis e adequadas para que esses mercados funcionem corretamente e alcancem uma alocação que seja também sustentável (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

Cabe a esses órgãos discutir e definir o melhor desenho dos direitos de propriedade para alcançar os seguintes objetivos: i) conscientização dos usuários de água; ii) provisão de incentivos ao investimento; iii) aumento da eficiência no uso da água; iv) consentimento para qualquer realocação; e v) compensação para quaisquer transferências, inclusive expropriação por utilidade pública (ROSEGRANT e SCHLEYER, 1994, p. 3).

Alguns autores defendem que esses objetivos são mais facilmente atingidos quanto mais permanentes forem os direitos (ROSEGRANT e SCHLEYER, 1994). No entanto, outros autores alertam que uma mudança nas práticas de gestão de recursos hídricos pode ser mais fácil com direitos temporários, lidando com transações de quantidades e fluxos no curto e médio prazo, dado que o valor da água nesses horizontes temporais é mais claro para os usuários (ZETLAND, 2014). Uma vez estabelecida a cultura dos mercados de água, é possível contemplar o avanço para mercados de mais longo prazo.

Um horizonte temporal mais longo possivelmente exigiria uma alocação contingente, o que aumentaria mais incerteza aos parâmetros do mercado.

Nota-se, portanto, que desenhar uma estrutura clara de direitos de propriedade pode ser uma tarefa complicada e que requer a identificação de todos os direitos, licenças ou outorgas previamente concedidas. Adicionalmente, o bom funcionamento de um mercado de água depende da heterogeneidade nas demandas entre os usuários (NERA, 1992). Isto é, é importante que haja atividade (liquidez) suficiente e nenhum ator possua poder de mercado substancial.

Ainda assim, a transferência de direitos de água pode implicar em elevados custos de transação em alguns casos, tanto no que diz respeito ao tempo necessário para conduzir a negociação, quanto devido a impactos potenciais sobre outros usuários (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Na prática, tais impactos tendem a ser controlados ao se exigir que quaisquer transações sejam aprovadas por associações de usuários e/ou órgão regulador (THOBANI, 1997).

A falta de informações também tende a ser um problema comum em mercados de água, devido à dificuldade que compradores e vendedores têm para encontrar uns aos outros e à limitada disponibilidade de dados acerca dos preços e prazos usualmente praticados (LANDRY e ANDERSON, 2000).

Geralmente, mercados de transação de permissões/quotas merecem grande atenção quanto à alocação inicial desses títulos, uma vez que a commodity não existia previamente, caso de permissões a emitir poluentes, ou não havia quaisquer restrições prévias à quantidade extraída/consumida do recurso.

Nesses casos, há considerável discussão acerca da forma mais adequada para realizar uma alocação inicial de permissões, em especial entre a distribuição gratuita das permissões (a partir de dados históricos ou uso de benchmarks), a distribuição via leilão entre os entes regulados ou ainda uma combinação dos dois métodos.

No entanto, para o caso da água uma particularidade emerge devido ao fato de que a maioria das jurisdições já possuem licenças autorizando, por exemplo, a extração de determinado volume de água por alguns usuários ao longo de um período de tempo. Dessa maneira, até certo ponto, já existe uma alocação inicial de direitos que usualmente não podem ser expropriados sem compensação. Assim, discussões sobre alocação inicial de permissões são menos frequentes na literatura acerca dos mercados de água⁴¹. O **Quadro 5.2** descreve como essa questão foi conduzida no caso do Chile, a partir de seu novo Código de Águas de 1981.

Zetland (2013), sugere, por exemplo, um formato de leilão (batizado de All-in-Auction ou AiA) em que todos os direitos de água são colocados em leilão sejam eles novos ou já existentes, mas permitindo que os atuais detentores recomprem a quantidade que desejam sem o risco de terem seus lances cobertos por demais usuários (recomenda-se a leitura do original para melhor compreensão e exemplo hipotético acerca do funcionamento dos AiA).

⁴¹ Em comparação com mercados de permissões para commodities novas, criadas a partir do estabelecimento de tal mercado, como ocorre para as emissões de gases de efeito estufa.

Quadro 5.2 - Alocação de direitos de água no Chile (a partir de 1981)

O Código de Águas do Chile de 1981 criou um mercado formal de direitos de água em nível nacional. Para tanto, o governo chileno concedeu gratuitamente os direitos de propriedade já existentes, de águas superficiais e de aquíferos, para os usuários que já possuíam tais permissões.

Já usuários que desejam obter novos direitos ainda não alocados podem solicitá-los junto ao governo. Caso existam outras partes interessadas, realiza-se um leilão, caso contrário o direito é concedido gratuitamente.

Em todos os casos, os direitos são separados da propriedade da terra em que se encontra o corpo d'água em questão.

Fonte: Thobani (1997).

Caso mercados spot⁴² sejam utilizados para realocar os direitos de água já existentes, esses mercados permitem que os compradores e vendedores negociem livremente diferentes volumes e preços; entretanto, os benefícios dessa flexibilidade tendem a ser acompanhados de pequenos volumes transacionados e grande oscilação de preços (ZETLAND, 2014).

Já uma alocação inicial (ou realocação) via leilões deve ter um desempenho superior ao de mercados spot para os casos em que determinada quantidade de água precisa ser simultaneamente alocada entre diversos usuários, todos com acesso ao mesmo sistema/infraestrutura de distribuição (ZETLAND, 2014). Nesse caso, a receita do leilão, aproxima o arranjo de um imposto Pigoviano.

Em todos os casos, os impactos sobre terceiros, fluxos de retorno e usos não consuntivos devem ser levados em consideração durante a distribuição dos direitos de propriedade/uso e as transações (EASTER, BECKER e TSUR, 1997), algo que pode ser complicado e surgir como uma razão para que órgãos reguladores evitem ceder o controle dos direitos de água para atores privados (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

No que diz respeito a preocupações ambientais, pode ser importante que o mecanismo de mercado seja antecedido por planejamento delimitando vazões ecológicas apropriadas para cada corpo d'água, bem como quantidades máximas que podem ser destinadas para usos consuntivos e não consuntivos⁴³ (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997).

Caso um mercado seja estabelecido somente para águas de superfície e sem restrições ao uso de águas de aquíferos, por exemplo, esses recursos sofrerão grande estresse e vendedores poderão extrair mais água desses aquíferos para substituir o volume de águas superficiais que transacionaram (ZETLAND, 2011b). Ou seja, é fundamental que os direitos de propriedade e uso só sejam transacionados uma vez respeitados níveis de segurança ambiental.

42 Mercados spot são aqueles em que a entrega do bem (ou serviço) é imediata e, normalmente, o pagamento é feito à vista. Logo, trata-se das transações de curto prazo em oposição a mercados de médio e longo prazo.

43 Murphy, Dinar et al (2009) discutem as considerações a serem feitas no desenho de um mercado em que usos não consuntivos (in-stream flows) possuem valor.

De forma resumida, portanto, a alocação de água por meio de um mercado é possível/desejável desde que:

- ❖ Exista infraestrutura com capacidade de distribuir a água para todos os potenciais compradores e vendedores ou que essa possa ser desenvolvida de forma pouco custosa;
- ❖ Exista capacidade institucional mínima para implementar as trocas e disposição política para estabelecer as legislações apropriadas;
- ❖ Os custos de transação não sejam elevados. Tais custos incluem, por exemplo, os custos de atender formalidades burocráticas, encontrar potenciais compradores/vendedores, obter informações hidrológicas, negociar e registrar a transação;
- ❖ Exista flexibilidade para lidar com as mudanças climáticas e com oscilações econômicas. Isto é, os direitos de água não devem estar legalmente atrelados (de forma definitiva) a determinado uso ou lugar;
- ❖ Os processos administrativos sejam claros para a condução e aprovação de transações, bem como seguros e capazes de aplicar sanções caso obrigações não sejam cumpridas (SIMPSON, 1994, p. 98-99; LIVINGSTON, 1995, p. 214-215; THOBANI, 1997, p. 177).

Mercados de água formais são encontrados, por exemplo, em diversos estados norte-americanos (Califórnia, Colorado, Utah, Nevada, Texas entre outros), na Austrália, no Chile e no México (LANDRY e ANDERSON, 2000). Similarmente, muitos sistemas informais de alocação de água surgiram na ausência de preços ou mercados formais para lidar com a escassez. Exemplos existem na Índia, Paquistão e Cabo Verde, contudo esses arranjos podem não ser nem eficientes, nem equânimes (JOHANSSON, TSUR, et al., 2002).

A caracterização de mercados de água torna-se mais completa à medida que são exploradas algumas experiências práticas, objetivo dos estudos de caso nas seções 7, 8 e 9.

5.1.1 Bancos de Água (Water Banks)

Em muitas regiões, a oferta de água possui grande variabilidade entre diferentes períodos de um ano ou entre diferentes anos e pode ficar ainda mais imprevisível em decorrência das mudanças climáticas (GARRICK e JACOBS, 2006). Um “Banco de água” representa uma alternativa para suavizar os efeitos de tal variabilidade (O’DONNELL e COLBY, 2010).

De forma geral, um banco de água é um mecanismo que visa facilitar transferências voluntárias entre usuários de água, podendo ser permanente ou temporário, bem como aplicado a diferentes escalas geográficas, podendo envolver somente aqueles usuários de uma mesma sub-bacia até diferentes grupos de usuários de um ou mais estados/províncias.

Na prática, o banco de água possibilita o “depósito” de um direito ao uso de determinado volume de água com uma entidade (o Banco) que disponibiliza tal volume para retirada pelo autor do depósito ou outra instituição, seja no mesmo lugar e período de tempo, seja em algum momento no futuro ou em outro lugar (CLIFFORD, 2008).

É possível conceber de banco de água em que não ocorram transações entre diferentes usuários, mas somente “transações” entre um mesmo usuário no presente e no futuro, ainda que tal arranjo limite os ganhos de eficiência do IE.

No que diz respeito ao aspecto geográfico, tal qual demais mecanismos baseados em mercados, o banco de água, idealmente, deve ter abrangência suficiente para que um número suficiente de participantes permita a realização de um volume considerável de transações voluntárias, isto é, garantindo que exista liquidez no mercado. Por outro lado, a área de abrangência do mecanismo não pode ser grande ao ponto de tornar os custos administrativos e logísticos muito elevados (O'DONNELL e COLBY, 2010).

De forma mais específica, é possível dizer que um Banco de água busca atingir ao menos um dos seguintes objetivos:

- ❖ Estabelecer, por meio de transações voluntárias, uma oferta de água mais “confiável” em anos de seca;
- ❖ Garantir oferta de água para os diversos usos futuros;
- ❖ Promover a conservação de água, encorajando os usuários a depositar o volume conservado no banco;
- ❖ Facilitar transações voluntárias e tornar um mercado de água mais ativo;
- ❖ Dirimir problemas entre usuários de águas superficiais e de aquíferos;
- ❖ Garantir o cumprimento de acordos acerca de usos não-consuntivos (instream flows) (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Esses objetivos podem ser alcançados de quatro principais maneiras: i) armazenamento de águas superficiais em um reservatório; ii) armazenamento subterrâneo ou em aquífero; iii) facilitação de transações entre proprietários de direito ao uso da água; e iv) atuação como banco corporativo (institutional banking), por exemplo com um trust⁴⁴ de água (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004). Cada uma dessas maneiras de atuação é discutida brevemente ao final da presente seção.

Trust: “custódia e administração de bens, interesses ou valores de terceiros. Trata-se de qualquer tipo de negócio jurídico que consista na entrega de um bem ou um valor a uma pessoa (fiduciário) para que seja administrado em favor do depositante ou de outra pessoa por ele indicada (beneficiário)” (LEXUNIVERSAL, 2006).

Em qualquer um desses casos, um banco de água pode ser de propriedade e administrado tanto pelo setor público, como por organização privada sem fins lucrativos, organização privada com fins lucrativos, ou ainda por uma parceria público-privada (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Cabe ao banco a decisão se ele irá comprar, vender e manter em sua posse direitos de uso da água ou somente operar como intermediário entre os agentes interessados em realizar transações de seus direitos (O'DONNELL e COLBY, 2010). Adicionalmente, é importante garantir que objetivos ambientais, tais como níveis mínimos de vazão sejam respeitados (BURKE, ADAMS e WALLENDER, 2004).

⁴⁴ Em português, o termo que mais se aproxima de trust é fideicomisso. Geralmente, adota-se o termo no original em inglês, prática reproduzida no presente relatório.

A **Figura 5.4** apresenta de forma simplificada os possíveis papéis desempenhados por um Banco de água. O **Quadro 5.3** apresenta o exemplo de Banco de água no Arizona (EUA), enquanto o **Quadro 5.4** relata o caso australiano.

Figura 5.4 - Banco de água



Fonte: adaptado de Clifford (2008).

Conclui-se que um Banco de Água pode desempenhar funções que variam desde um agente de custódia, um intermediário financeiro até uma bolsa (ambiente organizado de mercado), podendo compreender somente a liquidação física; somente a liquidação financeira; ou ambas.

Armazenamento de águas superficiais em um reservatório

O banco de água inclui o armazenamento, fisicamente, de água para ser usada em momentos posteriores. Alto nível de segurança é obtido, já que toda água conservada é contabilizada apropriadamente; entretanto, a necessidade de transporte da água até o reservatório faz com que os custos de infraestrutura sejam elevados. Adicionalmente, alguma água tende a ser perdida, seja na transmissão, seja via evaporação no reservatório (O'DONNELL e COLBY, 2010).

Armazenamento subterrâneo ou em aquífero

O armazenamento subterrâneo de águas ou em aquíferos e sua recuperação é um processo que envolve o uso de espaço em aquíferos para guardar excesso de águas superficiais, obtido em períodos de abundância, e que podem, posteriormente, ser extraídas em períodos de escassez (SEMITROPIC, 2004). Tal armazenamento ocorre de duas maneiras possíveis:

- ❖ **Recarga direta:** a água é armazenada em determinada bacia e destinada à percolação diretamente para o aquífero;
 - ♦ A percolação pode ocorrer passivamente ou a água pode ser ativamente injetada no aquífero.
- ❖ **Recarga indireta (in lieu):** a água subterrânea que seria normalmente extraída é mantida no aquífero e seu uso substituído pelo de águas superficiais (SEMITROPIC, 2004).

Dado que os aquíferos são ocorrências naturais, os investimentos necessários para o armazenamento subterrâneo tendem a ser menores e com o benefício adicional de prevenir o aluimento de terras. Entretanto, a segurança da água conservada e armazenada no aquífero depende da capacidade do órgão responsável em proteger tal água da contaminação e extração excessiva, visto a dificuldade em estabelecer direitos de propriedade para águas subterrâneas (O'DONNELL e COLBY, 2010).

Facilitação de transações voluntárias

Um banco de água pode, inclusive em conjunto com outras funções, facilitar trocas voluntárias que garantam a conservação de água para uso no futuro. Isto é, o banco pode prover plataforma (online) para que compradores e vendedores mais facilmente identifiquem uns aos outros e, assim, reduzir os custos de transação em um mercado de água (O'DONNELL e COLBY, 2010).

Banco corporativo (institutional banking) e trusts de água

Um banco corporativo de água oferece um mecanismo legal para que pessoas jurídicas transacionem seus direitos de água. A atuação de um banco de água nesse caso se dá ao reter e gerenciar direitos de uso da água em trust, seja por um período determinado ou indefinidamente, em geral com o intuito de aumentar os usos não consuntivos (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Dessa maneira, o proprietário dos direitos de água mantém tais direitos, mas autoriza ao gestor do trust o uso da água para fins não consuntivos (CWT, 2015). A água não é armazenada fisicamente, o que reduz a necessidade de investimentos com infraestrutura, mas aumenta a insegurança associada à sua disponibilidade no futuro (O'DONNELL e COLBY, 2010).

Quadro 5.3 - Banco de água do Arizona (Arizona Water Bank)

A Arizona Water Banking Authority (AWBA) foi fundada em 1996 com a incumbência de armazenar a água não utilizada do rio Colorado, e de direito do estado do Arizona⁴⁵, para ser usada em períodos futuros. Para cada acre-pé de água conservada e armazenada a AWBA concede créditos que podem ser usados no futuro pelos usuários.

A água conservada é armazenada tanto em aquíferos existentes (recarga direta), quanto utilizada de forma a substituir a extração de águas subterrâneas (recarga indireta). A experiência do Arizona Water Bank é fruto de análise na [seção 8.3](#).

Fonte: O'Donnell & Colby (2010); AWBA (2015c).

Quadro 5.4 - Bancos de água na Austrália: Waterfind Australia

O principal banco de água da Austrália é o Waterfind Australia, empresa privada e com fins lucrativos fundada em 2003 e que opera como uma "bolsa de água", oferecendo uma plataforma online para transações. O Waterfind, assim, permite que fazendeiros (irrigadores) acessem os mercados de direitos de água existentes no país tanto para adquirir direitos de água em volumes suficientes para garantir sua produção, quanto para vender direitos excedentes e ter uma fonte de renda adicional.

Desde o início de sua operação o banco já viabilizou mais de 13 mil transações realizadas por mais de 11 mil clientes. De acordo com a legislação australiana, na plataforma são realizadas transações temporárias (allocations) e permanentes (entitlements), no mercado spot ou futuro. A experiência australiana, em especial na Bacia dos rios Murray-Darling é fruto de análise na [seção 7](#).

Fonte: Waterfind Australia (2015).

5.2 Mecanismos Baseados em Preços: Cobrança pelo Uso da Água

Água escassa não pode ser considerada como algo gratuito (TIETENBERG e LEWIS, 2012). Entretanto, é comum que aquelas empresas responsáveis pela distribuição dos recursos hídricos, privadas ou públicas, sejam impedidas de cobrar pelo uso da água, podendo somente repor os custos associados à extração, ao tratamento e à distribuição. O racional por trás desse impedimento, geralmente, advém do tratamento da água como um bem de mérito, suprimindo as necessidades básicas das pessoas, e que não deveria gerar lucros para aqueles que a provêm.

Essa lógica baseia-se, portanto, em preferências sociais e juízos de valor que, por sua vez, podem ser questionados e alterados quando defrontados com novas circunstâncias, em particular em decorrência da constatação de que a precificação não deve ser considerada somente pelo seu potencial de gerar receitas, mas também devido à sua capacidade de distribuir e alocar água em situações de escassez.

Nesse sentido, o valor da água para um usuário é a quantidade que este estaria disposto a pagar para poder usar o recurso (BRISCOE, 1996). Assim, teoricamente, a disposição dos indivíduos a pagar uma unidade adicional de água (valor marginal) poderia servir como base para uma estrutura tarifária (LIU, SAVENIJE e XU, 2003). Na prática, preferências diferem entre os indivíduos (e variam ao longo do tempo), fazendo com que a definição de uma taxa pelo uso da água seja tarefa difícil.

Novamente, o termo taxa é usado aqui indistintamente dos termos tributo, imposto, preço público, contribuição ou encargo e não possui implicações acerca da destinação dos recursos ou ao fato de estar atrelada à prestação de algum serviço.

⁴⁵ O estado do Arizona possui o direito de utilizar anualmente 3.454 GL (2,8 milhões de acres-pé) de água do rio Colorado (O'DONNELL e COLBY, 2010).

Realmente, existem diversas abordagens possíveis para a cobrança pelo uso da água. Por exemplo, se o intuito é afetar os níveis consumidos, é razoável supor que a cobrança com base no volume consumido é preferível à aplicação de taxas fixas ou uniformes que independem da quantidade usada (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997; GRIMBLE, 1999).

Isso porque a demanda por água aparenta ser mais sensível à estrutura tarifária do que ao nível de preços⁴⁶ e, assim, taxas uniformes (cujo preço unitário não varia de acordo com os volumes consumidos) tendem a oferecer menos incentivos para redução do consumo do que taxas volumétricas (REYNAUD e RENZETTI, 2004; CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005).

É também importante levar em consideração os custos de implementação associados com qualquer estrutura de cobrança, dado que os custos de medir acuradamente volumes utilizados podem ser elevados e tornar a cobrança com base em volume consumido menos custo-efetiva que outros métodos, a depender do contexto (CANTIN, SHRUBSOLE e AÏT-OUYAHIA, 2005).

Caso os direitos ao uso da água sejam coletivos (propriedade comum) ou não estejam claramente especificados, a cobrança pelo uso torna-se particularmente difícil e os incentivos para a redução do consumo podem ser negativamente afetados pela possibilidade de consumo excessivo por um usuário em detrimento dos esforços de conservação dos outros (GRIMBLE, 1999).

Destacadas algumas dificuldades associadas à cobrança pelo uso da água, é possível identificar as estruturas de cobrança mais comuns. A primeira divisão a ser feita é entre cobranças volumétricas e não-volumétricas, isto é, aquelas cuja cobrança varia com a quantidade consumida ou não. Ainda outras estruturas podem ser concebidas, conforme apresentado na **Tabela 5.2**.

Tabela 5.2 - Estruturas para cobrança (pelo uso/serviços de provisão) da água

Estrutura	Características	Preço marginal da água
Taxa fixa (não volumétrica)	Taxa paga para ter o acesso à oferta de água (por exemplo, mensalmente). Não varia com a quantidade consumida.	Zero
Taxa uniforme (volumétrica com preço unitário fixo)	Usuários pagam o mesmo preço unitário para todos os níveis de consumo.	Constante
Bloco crescente (volumétrica com preço unitário crescente)	Usuários pagam preço unitário mais alto para quantidades maiores consumidas.	Crescente
Bloco decrescente (volumétrica com preço unitário decrescente)	Usuários pagam preço unitário mais baixo para quantidades maiores consumidas.	Decrescente
Taxa sazonal (volumétrica ou não volumétrica)	Usuários pagam preço unitário maior durante os meses de maior demanda	Arelado ao custo de oportunidade da água
Observação: Em parênteses relaciona-se o tipo da estrutura de cobrança com sua dependência do volume consumido, isto é se uma taxa nessa estrutura seria volumétrica ou não volumétrica.		
Fonte: Adaptado de Olmstead e Stavins (2007).		

⁴⁶ Essa hipótese é difícil de ser testada empiricamente, dado que a elasticidade-preço da demanda por água varia geograficamente e ao longo do tempo por diversas razões (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Uma **taxa uniforme** eficiente, constante, seria igual ao custo marginal de provisão da água no longo prazo. Contudo, além das dificuldades de mensuração desse custo, a replicação de tal taxa para o abastecimento público poderia fazer com que as empresas de distribuição de água tivessem lucros no curto prazo, algo comumente não permitido ou estritamente regulado (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Dessa maneira, uma alternativa à cobrança eficiente com uma taxa uniforme são os **blocos crescentes de tarifas** (do inglês, increasing block tariffs – IBTs – ou increasing block rates – IBRs). Nessa estrutura, o uso de água por período de cobrança é dividido em um número de faixas (blocos ou bandas) para os quais diferentes preços podem ser definidos, de forma que as primeiras unidades (litro, acre-pé etc.) sejam mais baratas do que as últimas unidades consumidas (LIU, SAVENIJE e XU, 2003).

As vantagens dos IBTs residem no fato de que uma maior parcela da água consumida pode ser precificada ao custo marginal de provisão de longo prazo, sem gerar lucros considerados em excesso para companhias de abastecimento, mas facilitando que os custos sejam recuperados e com maior equidade. Essa estrutura também provê incentivos para a economia de água pelos usuários, já que a demanda nos blocos mais caros deve ser mais elástica do que nos blocos inferiores (LIU, SAVENIJE e XU, 2003; OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Todavia, uma estrutura incorreta de IBTs pode limitar essas vantagens e criar outras dificuldades, como um descasamento entre os preços praticados e os custos marginais, conflito entre a geração de receitas suficientes e a eficiência econômica, ausência de simplicidade e transparência, bem como a dificuldade de lidar com conexões compartilhadas por mais do que um usuário (LIU, SAVENIJE e XU, 2003). Quando mal desenhados, os IBTs podem não ajudar na redução da demanda devido aos preços muito baixos e à pouca variação entre os preços praticados em diferentes blocos (ZETLAND, 2014).

No que diz respeito à simplicidade, por exemplo, os consumidores geralmente não sabem quando eles estão usando água de um bloco mais caro. IBTs para abastecimento urbano também podem ser regressivas, caso os blocos mais baratos não reflitam diferenças no tamanho das residências e na quantidade de pessoas utilizando a mesma conexão em uma casa.

Em residências de baixa renda, embora o consumo per capita seja tipicamente mais baixo, o consumo total pode atingir níveis mais elevados devido ao maior número de moradores.

Ainda menos incentivos para a redução do consumo de recursos hídricos são oferecidos no caso dos **blocos de crescentes de tarifas** ou DBT (decreasing block rates), geralmente praticados junto a grandes consumidores, com o usuário pagando menos por cada unidade de água à medida que seu consumo aumenta. Tal estrutura é comumente utilizada com o intuito de atrair grandes indústrias para uma região (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Por fim, **taxas sazonais** podem ser utilizadas em combinação com outra estrutura de cobrança pelo uso da água, por exemplo, com IBTs. Essas taxas tendem a ser aplicadas nos meses de pico de demanda e removidas ou reduzidas nos meses em que a demanda é menor. Do ponto de vista econômico, é apropriado que em momentos de maior demanda o preço da água suba, já que o custo de oportunidade associado ao consumo de água também é maior (OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Uma taxa de escassez, por exemplo, pode ser acionada por uma queda nos volumes dos reservatórios, após uma sequência de dias sem chuva ou qualquer outro fator que possa ser mensurado e adotado como “gatilho” para o aumento de preços. Quanto mais explícitos os sinais associados a uma taxa de escassez, mais efetiva ela tende a ser. O uso desses sinais é comum, por exemplo, no setor elétrico (ZETLAND, 2014).

Também cabe mencionar que uma forma de aproximar os mecanismos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos com aqueles baseados no racionamento de quantidades são os “**orçamentos de água**” (do inglês, water budgets). Esses orçamentos são concebidos pelo órgão regulador ou pela empresa responsável pela distribuição de água e especificam o volume de água a ser utilizado por um usuário ou tipo de usuário (MAYER, DEOREO, et al., 2008).

Os orçamentos podem ser baseados no número de pessoas por residência (no caso do abastecimento urbano), tamanho do terreno (tanto no caso urbano como para agricultura), uso histórico ou qualquer combinação entre esses critérios e os padrões climáticos e sazonais. A partir do orçamento, então, são estabelecidas taxas que oferecem incentivos para aqueles usuários que consumirem menos do que o seu orçamento e penalizem aqueles que o excederem (MAYER, DEOREO, et al., 2008).

De todo modo, qualquer estrutura de tarifas e preços para o uso da água deve ser simples e facilmente compreendida pelos usuários para que estes reduzam seu consumo e privilegiem usos de maior valor para os recursos hídricos. Simplesmente, os usuários devem saber qual o preço que eles estão pagando pela água (BOLAND e WHITTINGTON, 2000). Por fim, ponto fundamental a ser destacado é que a cobrança (ótima) pelo uso da água é aquela que reflete o valor de escassez, isto é, o custo de oportunidade do recurso e é, portanto, diferente simplesmente da cobrança pelos serviços de tratamento e distribuição de água (ZETLAND, 2014).

5.2.1 Cobrança pela Extração de Água

A discussão acima discorreu acerca das taxas e preços públicos atrelados ao uso de água, todavia, o racional desenvolvido é bastante semelhante para o caso de **taxas de extração de água**. De fato, a principal diferença com a cobrança pelo uso é o fato gerador (e o ponto da tributação na cadeia de valor), isto é, ao invés de orientado no consumo, é orientado na extração.

Para o caso extremo de autoabastecimento com consumo pleno do volume extraído, os dois formatos de taxaço passam a cumprir exatamente a mesma função.

Adicionalmente, a decisão de um usuário de comprar água proveniente de rede pública de abastecimento ou extrair diretamente para consumo próprio depende de como o valor de escassez do recurso é refletido nos custos que tal usuário enfrentará. Dessa maneira, uma gestão integrada da água pode (e deve) ser pautada pelo uso de ambas as taxas simultaneamente, com o custo econômico do recurso sendo cobrado no caso do abastecimento público e licenças que também reflitam esses custos sendo requeridas para a extração direta (ROGERS, SILVA e BHATIA, 2002).

Taxas de extração existem, geralmente, quando um órgão ou agência governamental é unicamente responsável pela concessão de licenças para usuários específicos extraírem águas de determinados corpos d'água, tanto superficiais quanto de aquíferos. A extração de água sem tal licença (direito) é, então, proibida (MERRETT, 1999). É possível conceber oito diferentes categorias para aplicação de uma taxa de extração⁴⁷:

47 As mesmas categorias podem ser aplicadas no caso da cobrança pelo uso da água.

- ❖ **Nenhuma taxa (taxa nula):** caso limítrofe inferior, em que a extração de água não é taxada;
- ❖ **Taxa que maximiza a receita:** caso limítrofe superior, em que a função da cobrança é gerar o máximo de receita para o órgão regulador. Na prática, tende a não ser adotada, já que água é utilizada, dentre outros fins, para abastecer as necessidades básicas da população;
- ❖ **Taxa que equilibra o mercado (market-clearing):** taxa aplicada para gerenciar a demanda pela extração de recursos hídricos de forma a garantir que essa não exceda os fluxos naturais de reposição;
- ❖ **Taxa de regulação ambiental:** a taxa é estabelecida com o objetivo de financiar as regulações (e o corpo regulatório) estatais necessárias para garantir a disponibilidade hídrica ao longo do tempo;
- ❖ **Taxa de custo médio total:** além de regulações, a agência governamental pode necessitar realizar investimentos em infraestrutura para que existam recursos hídricos disponíveis em quantidade e qualidade para atender a demanda. Assim, uma taxa de extração pode ser levantada para compensar esses custos, ainda que parcialmente⁴⁸;
- ❖ **Taxa de custo marginal:** semelhante ao caso da taxa de custo médio, mas refletindo somente o custo adicional (marginal) por metro cúbico (ou outra unidade de volume) extraído de água;
- ❖ **Taxa Pigouviana:** taxa que busca internalizar todos os custos (externalidades) impostos sobre o restante da sociedade associados à superexploração dos recursos hídricos; e
- ❖ **Taxa de “incentivo”/sinalização:** taxa estabelecida com o objetivo de oferecer um sinal (de preços) para aqueles usuários extraíndo água de forma a incentivar a conservação dos recursos hídricos. Assim, como a cobrança pelo uso de água, a taxa pode ser:
 - ♦ Taxa fixa por nova instalação de extração de água;
 - ♦ Taxa unitária (por unidade de água extraída);
 - ♦ Taxa (ou blocos) crescente(s) de acordo com o volume extraído;
 - ♦ Taxa (ou blocos) decrescente(s) de acordo com o volume extraído; e
 - ♦ Taxa sazonal (MERRETT, 1999).

Em todos os casos, é possível conceber de sistema de crédito/redução de alíquotas de acordo com o volume extraído e retornado ao corpo d'água. Provisões que garantam a disponibilidade de água para usos não-convencionais também podem ser refletidas nas taxas de extração aplicadas.

⁴⁸ Uma taxa de custo médio total é igual aos custos financeiros, de infraestrutura e de compensações dividido pelo volume total de água extraído no período (MERRETT, 1999).

A incidência de qualquer tributo depende da capacidade dos agentes de repassar seus custos ao longo de suas cadeias. Assim, o impacto de uma taxa de extração mais alta sobre o consumidor (usuário) final de água dependerá das elasticidades da demanda e da oferta por água, tal qual na cobrança pelo uso de água.

5.2.2 Subsídios para Medidas que Conservam Água

O intuito da aplicação de um IE que altere os preços relativos de determinadas atividades ou recursos é motivar a mudança de comportamento dos agentes em direção a práticas que reduzam os impactos (aumentem os benefícios) sobre o restante da sociedade. A cobrança pelo uso ou a taxação da extração de recursos hídricos tornam tais atividades mais custosas para os usuários e incentivam a conservação de água. Similarmente, é possível conceber a adoção de subsídios como uma maneira de alterar os preços relativos em favor de tecnologias mais eficientes no uso de recursos hídricos.

Em primeiro lugar, **é importante distinguir subsídios para conservação de água com os subsídios para determinados usos do recurso**. No segundo caso, o preço da água é reduzido, por exemplo para irrigação, e, conseqüentemente, não oferece incentivos para o uso mais eficiente do recurso (TIWARI e DINAR, 2001). Logo, tal caso não é abordado na presente seção.

Em geral, subsídios apresentam a vantagem de serem politicamente melhor aceitos, uma vez que seus beneficiários tendem a ser grupos concentrados (usuários de grandes volumes de água), ao passo que aqueles responsáveis pelo financiamento dos subsídios tendem a ser dispersos, isto é, os contribuintes de modo geral (CHADD, 1995).

É, portanto, necessário que os subsídios sejam bem desenhados e direcionados especificamente para as tecnologias e práticas que resultem em maior eficiência seja na extração ou uso da água. Adicionalmente, o uso de subsídios é mais apropriado somente durante o período de transição entre tecnologias, de forma a não tornar eventuais beneficiários dependentes do subsídio para continuar em atividade (TIWARI e DINAR, 2001). Caso contrário, o instrumento pode levar a resultados opostos aos desejados, quais sejam: o aumento da extração/consumo de água. De fato, esse resultado é encontrado, teoricamente, por alguns autores, como Huffaker e Whittlesey (2003)⁴⁹.

Feitas as observações acima, é possível conceber alguns formatos de subsídios:

- ❖ Subsídios que consistem em pagamento de parte do investimento em tecnologias que economizam água, por exemplo, no formato de créditos/isenções tributárias ou subvenções;
- ❖ Subsídios atrelados à diversificação de culturas, para o setor agrícola, pagos de acordo com o volume de água economizado por área plantada;

49 Por exemplo, fazendeiros respondem à redução do custo de investimento em tecnologias de irrigação tanto aumentando a eficiência, quanto a área plantada. Assim, o aumento ou queda do uso de água depende de qual efeito possui maior magnitude (HUFFAKER e WHITTLESEY, 2003).

- ❖ Subvenções destinadas à pesquisa e ao desenvolvimento de tecnologias e práticas mais eficientes para o uso da água junto a diferentes grupos usuários (usos agrícolas, industriais e domésticos);
- ❖ Subsídios destinados a práticas conservacionistas em residências e propriedades à montante e que são fundamentais para a proteção da bacia hidrográfica e da manutenção da qualidade da água (vide **Quadro 5.5**).

Quadro 5.5 - Programa Produtor de Água no Brasil

Exemplo de programa de subsídios destinados a práticas que visem a proteção da bacia hidrográfica (pagamento por serviços ambientais) encontrado no Brasil é o programa Produtor de Água, no âmbito da Agência Nacional de Águas. O programa, que possui caráter voluntário, busca: i) Reduzir a erosão; ii) Melhorar a qualidade da água; e iii) Regular o regime hidrológico dos rios.

Para tanto, o Produtor de Água remunera aqueles produtores rurais que, voluntariamente, se propõem a adotar práticas e manejos conservacionistas em seus terrenos. Até 2014, o programa contemplava um total de 38 projetos, desenvolvidos em parceria com estados e municípios, abrangendo 400.000 ha e com escalas variando desde 50 propriedades contempladas (Projeto Produtor de Água Rio Branco, no Acre) até 9.360 propriedades (em Guaratinguetá, São Paulo).

Fonte: ANA (2009; 2014; 2015).

5.3 Outros Instrumentos Econômicos

Além dos mecanismos baseados em quantidades ou preços, é possível mencionar outros instrumentos econômicos que podem ser utilizados para a regulação da demanda. Em particular três abordagens podem ser destacadas: i) a provisão de informações e dicas comportamentais para redução do consumo; ii) o uso de benchmarks para a promoção de eficiência na distribuição; e iii) o conceito de água virtual.

Informações e dicas comportamentais

Uma das falhas de mercado associadas ao consumo de água é a assimetria de informações, isto é, usuários não possuem conhecimento suficiente acerca de seus hábitos e tecnologias empregadas, os quais podem levar à utilização ineficiente dos recursos hídricos. Dessa maneira, outros mecanismos para a gestão da demanda por recursos hídricos são aqueles que disseminam informação valiosa para usuários, como os programas de etiquetagem.

Essas abordagens podem ser consideradas como IEs à medida que afetam o processo de tomada de decisão dos indivíduos e, indiretamente, os preços dos bens e serviços.

Tais medidas, além de apresentarem o benefício ambiental de reduzir o consumo de água, também possuem impacto positivo sobre o orçamento dos consumidores (THALER e SUSTEIN, 2008), quando adotadas em um cenário de cobrança volumétrica pelo uso (ou pelo consumo dos serviços de tratamento e distribuição) de água.

Etiquetas e selos podem ter essencialmente duas principais características:

- ❖ Simples recomendação, conhecidos como endorsement labels; ou
- ❖ Comparação entre produtos de uma mesma categoria acerca, por exemplo, de suas pegadas hídricas⁵⁰ (GVCES, 2015).

Programas de etiquetagem, em geral, apresentam baixo custo e alta eficiência, em particular quando aplicados em conjunto com outros instrumentos econômicos que elevam o custo do recurso escasso e, assim, potencializam os ganhos financeiros daqueles usuários que alteram seus hábitos de consumo (IEDI/FGV, 2010).

Contudo, o excesso de informações em um selo ou etiqueta pode torná-los muito complexos e de difícil compreensão para o consumidor final. Dessa maneira, o desenho de um programa de etiquetagem deve buscar oferecer tão somente aquelas informações que de forma mais simples possam influenciar a tomada de decisão do consumidor.

As etiquetas de informações nutricionais presentes nos alimentos, por exemplo, são um exemplo de comunicação pouco eficiente, devido ao excesso de dados de compreensão não tão direta (THALER e SUSTEIN, 2008).

Quadro 5.6 - Selo WaterSense nos Estados Unidos

Desde 2006, o programa WaterSense sob coordenação da Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (EPA, na sigla em inglês) incentiva a conservação de água por parte dos consumidores domésticos ao destacar aqueles produtos mais eficientes no consumo de água.

O programa, estabelecido em parceria com fabricantes, vendedores e distribuidores de diversos equipamentos, atribui o selo WaterSense (figura abaixo) para aqueles produtos que:

- Têm desempenho igual ou superior ao de seus similares (em consumo energético);
- São 20% mais eficientes do que a média dos produtos de sua categoria;
- Promovem economia de água em nível nacional;
- Promovem economias de água mensuráveis;
- Alcançam eficiência hídrica por meio de diferentes opções tecnológicas; e
- Obtém certificação independente realizada por terceira parte.

O programa, desde seu início, auxiliou consumidores a economizarem 1,1 trilhões de galões de água e a economizar mais de US\$ 21,7 bilhões em contas de água e luz.



Fonte: EPA (2015).

50 A pegada hídrica é um indicador dos usos de água diretos e indiretos associados à produção e ao uso de determinado produto (HOEKSTRA, CHAPAGAIN, et al., 2011).

Benchmarks

Programas de etiquetagem diminuem as assimetrias de informação e incentivam consumidores domésticos a adotar tecnologias mais eficientes. No entanto, ganhos de eficiência também podem ser obtidos junto aos provedores dos recursos hídricos, isto é, aqueles responsáveis pela captação e distribuição do recurso, por exemplo, para o abastecimento humano.

Todavia, uma das dificuldades associadas à promoção de eficiência junto a esses atores decorre do fato de que, geralmente, tais serviços são realizados por monopólios, sejam eles estatais ou privados (concedidos e regulados por órgão governamental) e, portanto, não sujeitos à competição natural do mercado. Nesses casos, é possível criar uma competição “virtual” por meio de benchmarks, para incentivar os ganhos de eficiência (ZETLAND, 2014).

A comparação de uma empresa monopolista em determinada região com empresas similares que atuam em outras localidades pode permitir que os consumidores tenham uma maior compreensão da qualidade dos serviços prestados em sua área e, assim, sintam-se capacitados a demandar maior eficiência de tal empresa (ZETLAND, 2014). Exemplo de benchmarking é oferecido no **Quadro 5.7**.

Quadro 5.7 - Programa de benchmarking na Europa

Desde 2007 a European Benchmarking Co-operation (EBC), uma iniciativa do próprio setor de recursos hídricos busca melhorar a qualidade dos serviços prestados e aumentar a transparência por meio de um programa internacional de benchmarking que, em 2015, envolveu 43 empresas de 17 países diferentes. O programa oferece três diferentes níveis de participação (básico, padrão e avançado), de acordo com a capacidade das diferentes empresas de coletar informações, e lida com cinco grupos de indicadores:

- Qualidade da água;
- Confiabilidade;
- Qualidade do serviço;
- Sustentabilidade; e
- Finanças e eficiência.

Por exemplo, o indicador de confiabilidade é computado a partir das principais falhas, como quebras e vazamentos de tubulações, conexões e válvulas, que levam à interrupção do fornecimento ou a uma queda da pressão, medidas em número de falhas por 100 km.

Fonte: EBC (2015a; 2015b).

Água virtual

O conceito de “água virtual” refere-se ao volume de água necessário para produzir⁵¹ um bem ou serviço (ALLAN, 1998; TURTON, 2002)⁵². Dado que a produção de alimentos é, na maioria dos países, responsável por maior parcela do consumo de água, as discussões acerca de água virtual são comumente focadas em commodities alimentícias (YANG e ZEHNDER, 2007).

Por exemplo, assumindo que geralmente são necessários 1.000 litros de água para produzir uma tonelada de trigo, esse volume representa o conteúdo de água virtual do trigo. Assim, caso algum indivíduo esteja em contexto de escassez hídrica, seria mais fácil ter acesso a uma tonelada de trigo do que aos 1.000 litros necessários para produzi-los (ALLAN, 1998).

Dessa maneira, o comércio internacional (ou entre regiões e províncias de um mesmo país) movimentaria água (virtualmente) de regiões com maior disponibilidade hídrica para aquelas com menor disponibilidade (ALLAN, 1998). Isto é, o conceito de água virtual pode configurar uma importante ferramenta para equilibrar o orçamento hídrico de jurisdições com problemas de escassez (TURTON, 2002). Contudo, os padrões de produção e consumo de bens e serviços intensos em água podem resultar de especializações geográficas, da disponibilidade de tecnologias ou ainda por padrões mais amplos de desenvolvimento socioeconômico (JIANG, CAI, et al., 2015).

O termo foi, de fato, desenvolvido no contexto dos países do Oriente Médio e Norte da África que sofrem com a escassez de água e importam grandes parcelas dos alimentos que consomem. Para esses países, o ato de importar alimentos é virtualmente igual ao de importar água (YANG e ZEHNDER, 2007).

As principais vantagens de uma gestão dos recursos hídricos baseada em água virtual são:

- ❖ Movimentos de água virtual possuem um perfil político e econômico mais discreto, sendo uma solução “silenciosa” e menos controversa politicamente.
- ❖ A água virtual embutida em bens e serviços, especialmente alimentos, é costumeiramente transacionada a um preço menor do que os custos de expansão da oferta (ALLAN, 1998).

Na prática, a ideia de que o conceito de água virtual levaria a um nivelamento da distribuição de água de regiões abundantes no recurso para outras com escassez não é necessariamente observada, uma vez que a disponibilidade de terra arável tem sido um fator mais relevante para determinar a produção agrícola. Assim, algumas regiões ricas em água não se tornam exportadoras líquidas do recurso, ao passo que algumas regiões com pouca disponibilidade hídrica por vezes o são (JIANG, CAI, et al., 2015).

51 Nesse sentido, o termo difere do conceito de pegada hídrica ao não considerar o uso de água associado ao consumo do produto, focando somente no uso ao longo da produção.

52 A terminologia “água virtual” é vista com receio por alguns, dado que a água embutida nos bens e serviços é “real” e foi de fato consumida para a produção desses bens (YANG e ZEHNDER, 2007). No entanto, a noção por trás do termo, conforme desenvolvida nessa seção, permanece válida.

Adicionalmente, a otimização de estratégias de comércio com base no conceito de água virtual tem tido difícil adoção no comércio internacional, mas também dentro de uma mesma jurisdição, devido ao fato de que controlar produtos e volumes transacionados com base em questões ambientais não é prática comum para transações domésticas (JIANG, CAI, et al., 2015). Internacionalmente, no entanto, é possível observar alguns exemplos de nações e empresas optando pela importação de alguns bens intensos em água, conforme disposto no **Quadro 5.8**.

Se os recursos hídricos fossem precificados de forma economicamente apropriada, refletindo seu valor de escassez, uma estratégia deliberada de comércio baseada em água virtual seria desnecessária, uma vez que o comércio de bens e serviços naturalmente regularia as disparidades hídricas, de acordo com as vantagens comparativas de custo, levando em consideração os custos de todos os fatores de produção, não só da água (YANG e ZEHNDER, 2007).

De qualquer maneira, análises pautadas pelo conceito de água virtual cumprem a função de aumentar a conscientização de produtores, habitantes e formuladores de políticas públicas acerca dos padrões de consumo dos recursos hídricos e da escassez do recurso e, assim, tornar o uso da água mais eficiente (JIANG, CAI, et al., 2015).

Quadro 5.8 - Produção de feno e o conceito de água virtual

Em 2014, a maior empresa de laticínios da Arábia Saudita (Almarai) adquiriu quase 40 Km² de terras no estado americano do Arizona para plantar alfafa, uma cultura associada a um alto consumo de água, e, assim, produzir feno, depois destinado aos rebanhos da empresa em seu país de origem.

A estratégia foi colocada em prática porque o esgotamento dos aquíferos na Arábia Saudita praticamente inviabiliza a produção de feno. O clima quente do Arizona é bastante propício para a plantação de alfafa, contudo, o estado também sofre com problemas de escassez e, por esse motivo, possui legislação específica para aquíferos desde os anos 1970, que não previa, entretanto, a possibilidade de que empresas pudessem se instalar na região e "exportar" água por meio de alguma cultura, como a Alfafa.

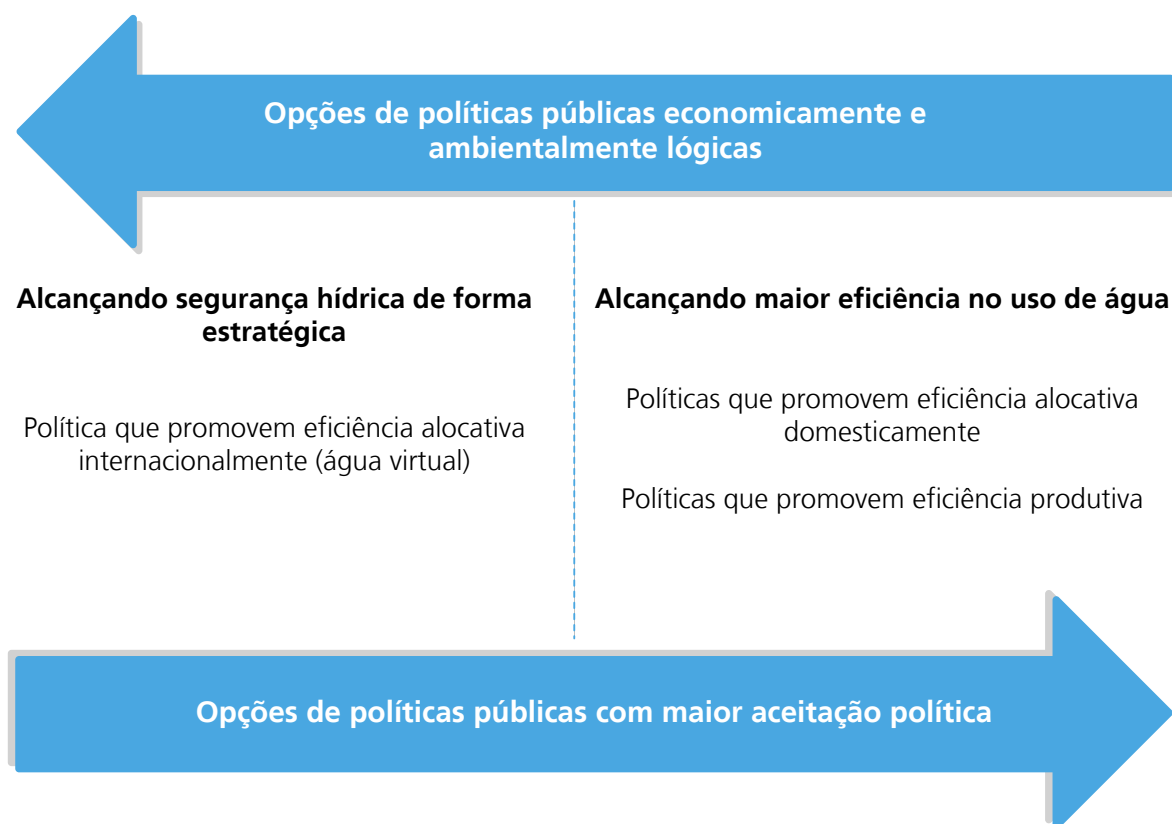
Fonte: NPR (2015).

5.4 Sobre o Processo de Escolha de um IE para Recursos Hídricos

As discussões até aqui focaram particularmente em características técnicas de diferentes instrumentos para alocação de recursos hídricos, ou seja, elementos de correção técnica; entretanto, não é incomum que políticas destinadas a aumentar a eficiência e a sustentabilidade na gestão da demanda por água caminhem em direções opostas à aceitação política (**Figura 5.5**).

Muitos autores podem argumentar que os mercados de direitos de água são uma maneira prática de melhorar a eficiência na alocação de recursos hídricos. Todavia, a efetividade desse instrumento, bem como da cobrança pelo uso da água e de outros IEs, depende de estruturas físicas e institucionais que podem não estar disponíveis em determinados lugares e contextos.

Outro aspecto relevante, para qualquer instrumento de gestão dos recursos hídricos, é a existência de dados que permita: i) ao ente público desenhar a estrutura de incentivos mais apropriada; e ii) aos entes privados responder de forma condizente com tal estrutura. A coleta e verificação dessas informações representam primeiros esforços a serem realizados, caso não estejam disponíveis.

Figura 5.5 - Políticas para gestão de água, eficiência econômica e aceitação política

Observação: Lendo a figura a partir do eixo superior (coerência econômica e ambiental) é possível contemplar que as medidas à direita tendem a possuir menor potencial para a promoção da eficiência no uso da água; contudo, conforme indicado pela seta inferior, tais medidas tendem a ser mais bem aceitas pela sociedade em geral. Os termos em negrito representam os objetivos a serem atingidos pelas políticas.

Fonte: Adaptado de Allan (1999).

As políticas para gestão de água também costumam estar associadas a múltiplos objetivos, além de dependentes de valores (preferências) e circunstâncias que variam substancialmente ao longo do tempo e entre regiões (LIU, SAVENIJE e XU, 2003). Todavia, a busca pela solução de diversos problemas a partir de um único instrumento, ainda que socialmente mais aceita, pode não ser a rota mais adequada. Instrumentos e regulações de cunho ambiental, por exemplo, não são nem efetivas nem eficientes para se alcançar objetivos distributivos (FULLERTON e STAVINS, 1998).

O referencial teórico apresentado até aqui buscou facilitar a compreensão do contexto complexo que cerca a gestão de recursos hídricos e, assim, permitiu a identificação das circunstâncias em que determinado curso de ação ou instrumento se distância do esperado e desejado, bem como das possíveis áreas para ajustes. Logo, ofereceu-se uma fundamentação lógica a partir da qual as observações incertas e incompletas encontradas na prática podem ser analisadas com maior propriedade e conhecimento.

6 Instituições (Sociais) e a Gestão de Bens Comuns

Entender por que diferentes regiões apresentam padrões distintos de desenvolvimento econômico é, possivelmente, uma das principais tarefas das ciências econômicas (ou sociais de forma geral) (ACEMOGLU e ROBINSON, 2008). Similarmente, é razoável replicar tal questionamento no que diz respeito à gestão de recursos hídricos, de forma a compreender quais os motivos que contribuem para que determinadas jurisdições consigam lidar melhor com eventos de escassez do que outras.

Recursos hídricos possuem uma tendência a serem percebidos como bens comuns, dadas suas características de rivalidade e excludabilidade. De fato, é particularmente interessante estudar as ocasiões em que determinados corpos d'água podem ser vistos como bens comuns, devido à maior probabilidade de exaustão do recurso e surgimento de conflitos nessas circunstâncias.

No entanto, o estudo de bens comuns revela algumas dificuldades no que diz respeito à identificação dos atributos mais importantes para sua gestão, nos mais diferentes contextos, e que possam ser tratados como variáveis de análise cujos valores diferem de uma ocasião para outra (OAKERSON, 1992).

As características de determinado bem são importantes para a compreensão de suas trajetórias de uso/degradação, contudo, as regras que governam tal uso também se revelam fundamentais para esse entendimento. Por exemplo, os direitos de propriedade são um conjunto de regras cuja análise é imprescindível para compreender os padrões de extração e uso dos recursos naturais (MCGINNIS, 2011).

Regras que afetam, influenciam ou delimitam o comportamento dos indivíduos podem ser chamadas de “instituições” (OSTROM, 1998). Logo, o caráter do presente estudo é eminentemente o de uma análise institucional. Regras podem ser formais, como políticas públicas, ou informais, como valores e preferências.

Williamson (2009), por exemplo, caracteriza regras formais como “restrições definidas e fiscalizadas por órgãos governamentais” e regras informais como “restrições definidas de forma privada”.

As instituições contribuem para o surgimento e manutenção dos padrões observados nas interações dos indivíduos ao alterar os custos e os benefícios associados a diferentes cursos de ação e ao tornar factíveis opções não atingíveis para qualquer indivíduo agindo isoladamente (MCGINNIS, 2011).

Quando se estudam situações em que o objetivo é a conservação de um recurso exaurível ou a manutenção da taxa de extração em níveis inferiores aos da taxa de reposição natural de um recurso renovável, é relevante compreender esses padrões de interações, bem como suas causas e prováveis consequências.

Nesse sentido, um framework comumente e crescentemente utilizado para o estudo de instituições, em particular no caso de bens comuns, é o Institutional Analysis and Development Framework (IAD), desenvolvido por Elinor Ostrom, cuja apresentação é benéfica para o leitor interessado em discutir quais as melhores instituições para governar o uso dos recursos hídricos em diferentes contextos.

Quadro 6.1 - Por que utilizar um framework?

O uso de um framework se faz importante ao definir as “fronteiras” da pesquisa e direcionar a atenção ao longo de uma análise para aquelas características mais importantes dos contextos físicos e sociais que cercam, por exemplo, determinado recurso natural.

Assim, embora não seja um modelo, que torna possível extrair previsões (quantitativas) a partir da inserção de dados, um framework é uma “ferramenta heurística” para entender a lógica de uma situação particular e avaliar diferentes alternativas de ação/mudança.

Fontes: Oakerson (1992) e Schlager (1999 apud THIEL, ADAMSEGED e BAAKE, 2015).

Quadro 6.2 - Framework, teoria e modelo

- **Framework:** identifica, categoriza e organiza os fatores considerados mais relevantes para o entendimento de algum fenômeno. Oferece um grupo genérico de variáveis que pode ser usado para analisar diferentes tipos de arranjos (institucionais, por exemplo).

- **Teoria:** postula relações causais gerais sobre alguns grupos das variáveis ou categorias de fatores identificados no framework. Designa alguns fatores como especialmente importantes e outros como menos relevantes para fins explicativos. Constrói hipóteses necessárias para permitir o diagnóstico de um fenômeno específico, explicando seus processos e, quando possível, prevendo seus resultados. Diversas teorias são compatíveis com diferentes frameworks.

- **Modelo:** especifica as relações funcionais entre determinadas variáveis ou indicadores que se supõe operar de acordo com algumas condições bem definidas. Deriva previsões precisas acerca da combinação de determinadas variáveis de acordo com alguma teoria. Diversos modelos são compatíveis com diferentes teorias.

Fontes: McGinnis (2011), Ostrom (2011).

6.1 Institutional Analysis and Development Framework (IAD)

O entendimento do que ocorre em determinado contexto, como a gestão de bens comuns, e como diferentes arranjos de políticas públicas podem alterar esse contexto depende das contribuições de diversas disciplinas e da análise em diferentes esferas de atuação. O desenvolvimento do Institutional Analysis and Development Framework buscou, especialmente, oferecer uma base comum para promover esse entendimento (POLSKI e OSTROM, 1999). Desde meados dos anos 1980 tal framework tem sido utilizado para analisar a gestão dos recursos caracterizados como bens comuns, bem como uma diversidade de outras questões envolvendo políticas públicas (OSTROM, GARDNER e WALKER, 1994)⁵³.

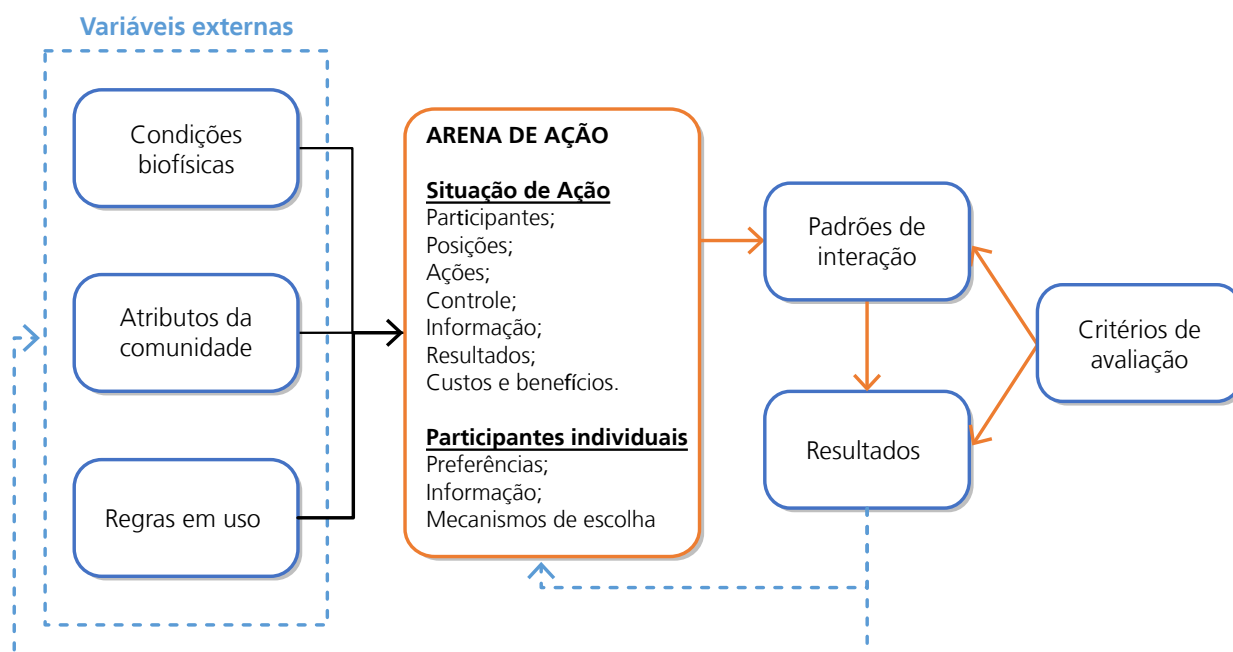
⁵³ O site <http://ostromworkshop.indiana.edu/library/biblAD.php> apresenta uma lista atualizada com uma série de artigos que adotaram o framework IAD em diversos contextos.

O IAD levanta as variáveis e fatores explicativos e relevantes, os distribui em diferentes categorias e localiza essas categorias dentro de uma estrutura básica de relações lógicas e, assim, busca identificar aquelas variáveis que estão presentes em todos os arranjos institucionais e que delimitam os padrões de interação entre diferentes atores (MCGINNIS, 2011; OSTROM, 2011). Desse modo, ele não restringe a investigação ao uso de uma teoria específica. Na realidade, o framework oferece as bases para que o pesquisador investigue o poder preditivo de teorias e modelos concorrentes ou complementares (OSTROM, GARDNER e WALKER, 1994).

Entre as vantagens do IAD está o fato de que sua aplicação é igualmente relevante e apropriada para estudos comparativos, como para estudos dedicados a analisar e compreender melhor somente uma experiência relevante⁵⁴. De fato, a possibilidade de se observar regularidades entre muitos casos depende mais de sua utilização consistente em diversos estudos do que da análise de múltiplos casos em uma pesquisa única (OAKERSON, 1992). Além disso, mostra-se útil tanto para processos de mudança institucional em andamento, como a eventos passados, fundamentando análises retroativas.

A estrutura básica do IAD é apresentada na **Figura 6.1**. De forma sintética, o framework auxilia na compreensão de fenômenos complexos ao dividi-los em unidades de análise menores (MCGINNIS, 2011), criando um “mapa conceitual com diversas camadas” (OSTROM, 2011). Assim, (alterações em) variáveis externas (contextuais) e seu impacto sobre os atores em determinada situação, bem como os arranjos institucionais criados por esses atores, implicam padrões de interação que, por fim, levarão a determinados resultados.

Figura 6.1 - Institutional Analysis and Development Framework



Observação: Discussão sobre possíveis “critérios de avaliação” é feita a partir da **Figura 6.3** (abaixo).

Fonte: Adaptado de Ostrom (2007; 2011).

⁵⁴ Thiel, Adamseged e Baake (2015) mostram, por exemplo, que uma derivação do IAD, o Social-Ecological system framework (SES), é aplicado em 30% das vezes para análises de casos únicos.

Uma vez definido o problema ou situação a ser estudado, o foco da análise é no comportamento dos indivíduos na “Arena de Ação” (Action Arena), que inclui a “Situação de ação” (Action Situation) e os indivíduos e grupos que estão costumeiramente envolvidos na situação (atores/participantes individuais) (POLSKI e OSTROM, 1999).

Essa arena é o principal componente do IAD, em que os indivíduos, agindo em seu próprio interesse ou no de uma organização a que pertencem, observam informações, escolhem cursos de ação, se envolvem em padrões de interação e se apropriam dos resultados que emergem dessas interações (MCGINNIS, 2011).

Na abordagem proposta pelo framework, é importante analisar com atenção as capacidades dos atores para sua tomada de decisões, por exemplo, ao considerar:

- ❖ Os recursos que conferem ao ator a capacidade de agir unilateral, bilateral ou multilateralmente, no curto, médio ou longo prazo;
- ❖ Preferências ou valorações, isto é, o que um ator deseja conseguir em determinada situação;
- ❖ Os processos que um ator usa para incorporar informações em sua tomada de decisão;
- ❖ Os processos e critérios que um ator usa para ranquear e avaliar cada ação com relação à outra possível (POLSKI e OSTROM, 1999).

Adicionalmente, Situações de Ação possuem diferenças no que diz respeito ao escopo de suas atividades, ou seja, variando desde detalhes práticos acerca da implementação de alguma política pública até discussões sobre como as sociedades devem se organizar. No IAD tais diferenças são representadas em três distintos níveis de análise, conforme disposto na **Tabela 6.1**.

Tabela 6.1 - Níveis de análise no IAD (do menor para o maior)

Nível	Descrição	Detalhamento
Escolha operacional	Implementação de decisões práticas por aqueles indivíduos que foram autorizados a tomar essas ações a partir do processo de escolha coletiva.	Afeta o processo rotineiro de decisão dos indivíduos em contextos econômicos e políticos específicos.
Escolha coletiva	Processo pelo qual instituições são construídas e decisões de políticas são feitas pelos atores autorizados (como estabelecido pelo processo de escolha constitucional).	Determina quem é elegível para participar nas atividades que afetam o nível operacional e como as regras do nível operacional podem ser alteradas.
Escolha constitucional	Processo por meio do qual os procedimentos para escolhas coletivas são definidos, inclusive pela legitimação de todas as entidades coletivas envolvidas nos processos de escolhas coletivas e operacionais.	Determina quem é elegível para participar no desenho das regras que governam as escolhas coletivas e como essas regras podem ser alteradas.
Fontes: McGinnis (2011), Polski e Ostrom (1999).		

Em análises de curto prazo, aqueles atributos físicos dos bens comuns, assim como os processos de escolha de ordem maior (constitucional) são assumidos como dados, isto é, não passíveis de mudança. No entanto, em análises de longo prazo, de caráter exploratório ou prescritivo, mudanças podem ser consideradas também nessas variáveis e níveis de análise (OAKERSON, 1992).

Outra maneira de compreender as relações entre os diferentes níveis de análise é representada na **Figura 6.2**, em que se reconhece que as decisões feitas no nível constitucional terminam por afetar indiretamente as situações operacionais, ao “criar e limitar os poderes que podem ser exercidos nos arranjos de escolhas coletivas [...] e ao afetar quem é representado e com que peso nas decisões coletivas” (OSTROM, 1990, p. 192). É possível, também, tratar conjuntamente de questões constitucionais e coletivas como situações de escolha “institucionais”.

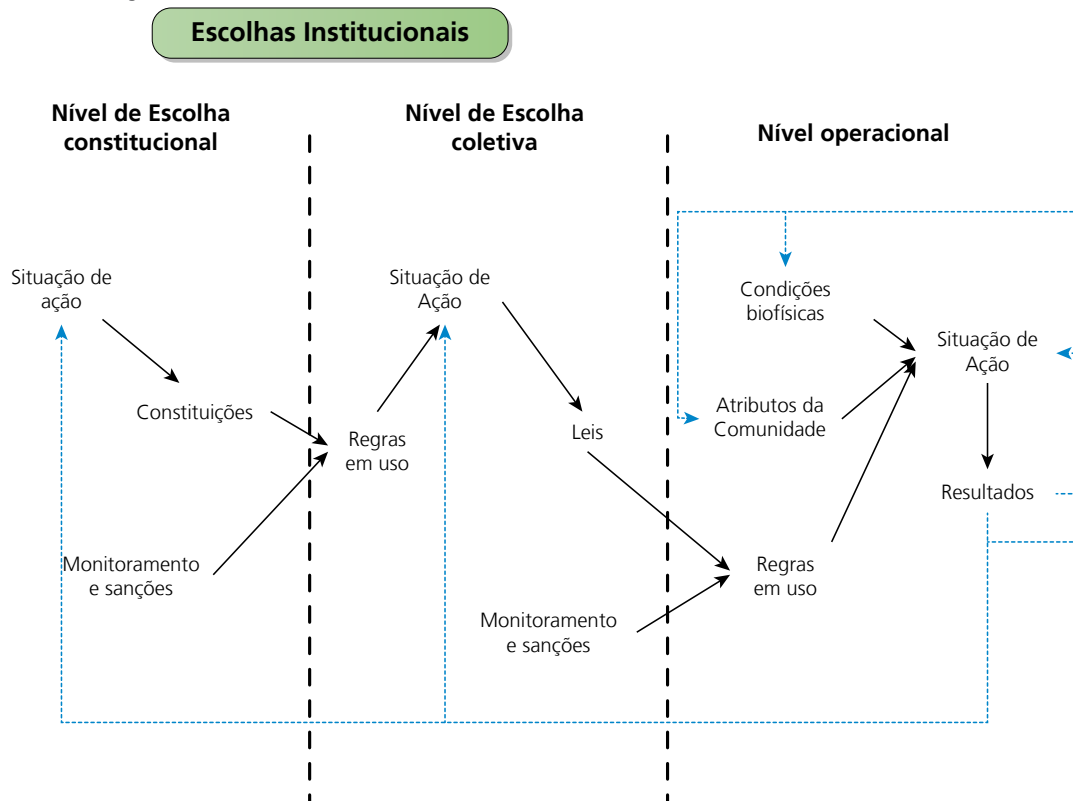
A maioria das situações envolvendo políticas públicas é composta por diversas arenas de atuação que se relacionam sequencial ou simultaneamente, e de diversos níveis de regras. Logo, para a condução satisfatória de uma pesquisa, é fundamental delimitar continuamente e o máximo possível a questão a ser analisada, evitando, assim, a incorporação de tantas “Situações de Ação” ao ponto de tornar impossível a identificação de padrões de interação⁵⁵. Um passo a passo que auxilia na utilização do IAD como framework de análise, bem como as perguntas que podem ser respondidas a cada passo são apresentados na **Figura 6.3**.

Para distinguir quais consequências das interações dos atores são as mais relevantes, é necessário estipular alguns critérios para avaliação, tais como questões de eficiência e equidade. No entanto, tais conceitos precisam ser operacionalizados para que seja possível estimar, ainda que qualitativamente, resultados específicos associados a uma “Situação de Ação” (OAKERSON, 1992).

Naturalmente, uma decisão pode afetar mais de um tipo de regra e, de fato, acaba tendo efeitos diretos ou indiretos sobre outras, em particular, no que diz respeito à maneira com que os custos e benefícios são distribuídos entre os participantes. O exercício de associar decisões complexas a categorias específicas é, por definição, subjetivo e possui tão somente a intenção de auxiliar na compreensão de algumas das consequências associadas a essas decisões de forma direta e explícita.

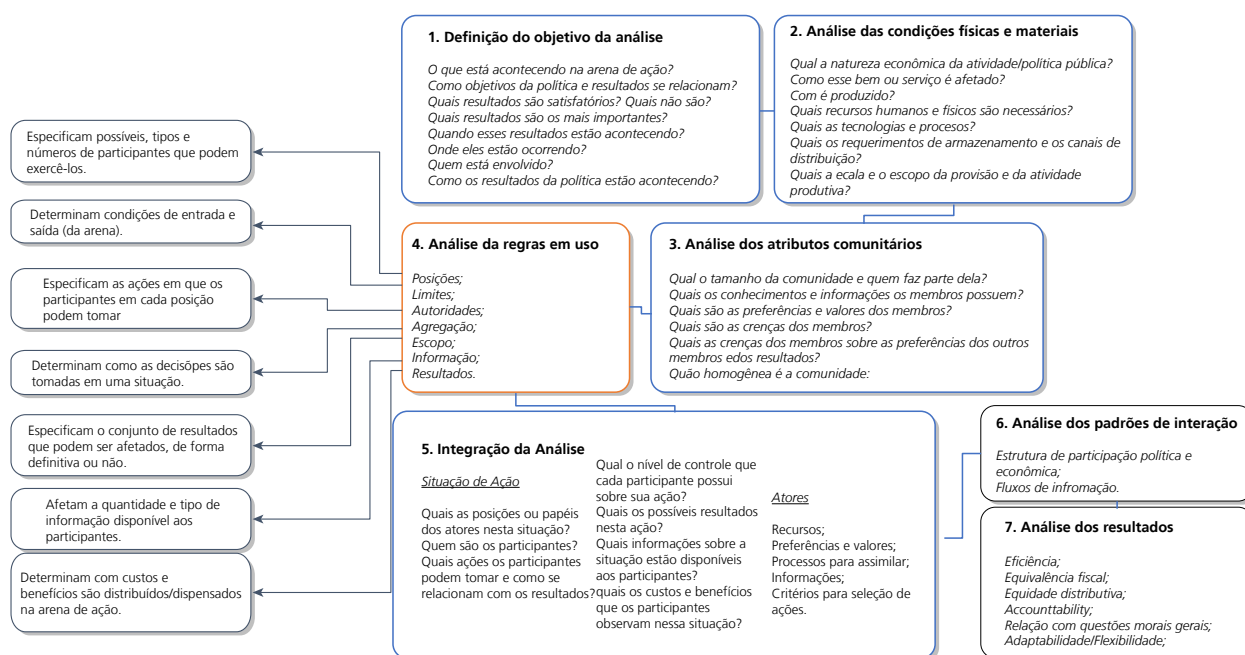
55 Polski e Ostrom (1999), por exemplo, utilizam o caso do sistema bancário americano para ilustrar a necessidade de refinar o escopo de análise ao mencionar que um pesquisador interessado em olhar todas as regulações no país teria que lidar com 10 agências federais, 50 comissões estaduais do setor bancário, 50 comissões estaduais do setor de seguros, regulando 10 diferentes tipos de instituições financeiras, operando em 20 tipos de mercados reconhecidos legalmente.

Figura 6.2 - Relação entre os níveis de análise no IAD



Fonte: Ostrom, Gardner e Walker (1994, p. 47).

Figura 6.3 - Passo a passo do IAD (fluxograma)



Fonte: elaboração própria a partir de Polski e Ostrom (1999).

6.2 Regras em Forma e Regras em Uso

O Institutional Analysis and Development Framework (IAD) permite também a aplicação de uma lente mais ampla para o estudo de políticas públicas, qual seja: não somente examinar as **regras formais** (concebidas por órgãos governamentais), mas também depositar considerável atenção **às regras** informais utilizadas para gerir determinado bem ou serviço (BOETTKE, 2010).

Mesmo que as regras adotadas em nível nacional ou regional possam ser alteradas, os efeitos práticos de qualquer regra são sentidos e assimilados de acordo com os contextos locais. Isto é, os indivíduos interpretam e respondem às regras estabelecidas em quaisquer instâncias conforme as condições culturais, biofísicas e socioeconômicas que observam em seu entorno (ANDERSSON, 2006).

Assim, **regras formais** não determinam necessariamente o comportamento dos diferentes atores envolvidos na gestão de um recurso, mas **oferecem a estrutura** e o quadro de compreensões compartilhadas de acordo com as quais cada ator identifica, compara e seleciona qual a decisão ou curso de ação deve tomar (LOWNDES e LEACH, 2004).

Estatutos, regulações e outras regras formais estabelecem o conjunto de parâmetros, posições e papéis que indivíduos podem adotar/assumir para afetar determinada questão. Por esse motivo, atenção deve ser dada a processos de desenho e implementação de regras constitucionais (e de escolha coletiva). Entretanto, as regras efetivamente utilizadas, “vivas”, pelos indivíduos podem diferir consideravelmente daquelas regras que existem somente em forma (LOWNDES e LEACH, 2004).

A distinção entre “regras em forma” e “regras em uso” é, portanto, fundamental para a análise e compreensão de diferentes sistemas de governança de bens escassos, inclusive recursos hídricos:

- ❖ **Regras em forma:** regras formais devidamente e explicitamente registradas em instrumentos oficiais (públicos ou privados);
- ❖ **Regras em uso:** regras formais e informais que são efetivamente observadas na prática⁵⁶ (BOETTKE, 2010).

Posto de outra forma, quando indivíduos concebem e participam do desenho, implementação e fiscalização de regras em diversos níveis de organização pública, algumas regras serão registradas e refletidas em instrumentos formais; outras, no entanto, surgirão informalmente conforme os indivíduos procuram identificar como interagir de forma a alcançar melhores maneiras de lidar com algum problema comum (OSTROM e OSTROM, 2004).

Reforçando, as regras em uso se referem àquelas regras que são efetivamente respeitadas pelo indivíduo e, dessa maneira, são as variáveis mais importantes para a condução de uma análise institucional, ao efetivamente influenciar a estrutura de incentivos com que cada indivíduo se depara (ANDERSSON, 2006).

⁵⁶ Por exemplo, determinado comportamento considerado inadequado pode ser penalizado com a aplicação de multas pecuniárias (formalmente) e/ou com a exclusão de certos grupos sociais com a aplicação de vergonha e embaraço público (informalmente) (BOETTKE, 2010).

No caso da gestão de recursos hídricos em situações de escassez, casos em que a água pode ser considerada um bem comum, é importante observar se as regras em uso encontradas em determinado local contribuirão para o consumo excessivo ou para a conservação do recurso.

Lowndes (2005) sugere duas perguntas principais para o analista: "Como as coisas são feitas nesse local?" e "Por que as pessoas fazem X e não fazem Y?"

À medida que o tempo passa, indivíduos adquirem as capacidades e o conhecimento para aproveitar melhor as oportunidades existentes conforme o conjunto de regras em uso e, também, podem julgar interessante engajar em esforços para alterar as regras formais. De qualquer maneira, a persistência das regras em uso (formais ou informais) faz com que mudanças institucionais sejam majoritariamente incrementais e path-dependent⁵⁷ (NORTH, 1990, p. 89; GREIF e KINGSTON, 2011).

O próprio processo de mudanças de regras em uso é governado por outro conjunto de regras em nível superior (LOWNDES e LEACH, 2004; GREIF e KINGSTON, 2011); por exemplo, a participação em arenas que discutem alterações em regras no nível de escolha coletiva é governada pelas regras estabelecidas no nível constitucional. A combinação das regras nos diversos níveis e as percepções dos indivíduos vão, gradualmente, direcionando os caminhos a serem tomados nos níveis inferiores (GREIF e KINGSTON, 2011).

Quaisquer regras estão inseridas em outro conjunto de regras que definem como aquelas podem ser alteradas (OSTROM e OSTROM, 2004)

Por fim, o desenho (ou redesenho) de instituições é mais bem sucedido nos casos em que se permite que determinados parâmetros sejam ajustados para se adequar a diferentes circunstâncias temporais e contextos locais. Logo, regras em níveis superiores devem ser flexíveis o suficiente para permitir que os esforços e criatividade dos agentes no nível local efetivamente contribuam para uma melhor gestão de determinado bem ou recurso (LOWNDES e LEACH, 2004).

6.3 Aprendizado a Partir de Experiências Internacionais

É natural que formuladores de políticas públicas, quando se deparam com um problema comum a diversas jurisdições, procurem aprender com as experiências que seus pares vivenciaram em outras cidades, estados ou países. Ou seja, os formuladores buscam saber em que circunstâncias e até que ponto determinada política (programa, instrumento etc.) adotada com sucesso em um local pode ser transferida⁵⁸ para outro (ROSE, 1991; STONE, 2001).

De fato, é difícil imaginar que o processo de construção de políticas públicas não contemple o conhecimento disponível acerca daquelas políticas implementadas em outros lugares para, assim, identificar possíveis lições positivas ou negativas e ter uma melhor compreensão do que fazer e do que não fazer (JAMES e LODGE, 2003). Os benefícios associados a tal aprendizado decorrem do fato de que o "empréstimo" de instituições e abordagens bem-sucedidas em outras jurisdições pode acelerar o desenvolvimento de políticas similares ou fazer com que elas sejam aplicadas a um custo menor em um novo contexto (MAMADOUH, DE JONG e LALENIS, 2002).

Refere-se aqui, por simplicidade, ao aprendizado a partir de experiências internacionais. Contudo, nada impede que esse processo ocorra entre bacias hidrográficas, municípios, estados etc.

⁵⁷ Dependente dos caminhos, na tradução literal. A ideia básica por trás do conceito é a de que assim que os formuladores de políticas públicas começam a perseguir determinado caminho, os custos associados a uma mudança de direção são elevados (independentemente dos motivos que direcionaram as primeiras escolhas) (LOWNDES, 2005).

⁵⁸ Na literatura, os termos "policy transfer", "policy emulation" e "lesson drawing" são tratados comumente como substitutos, todos se referindo ao "processo pelo qual conhecimento acerca de políticas, arranjos administrativos, instituições etc. em determinado momento e/ou lugar é utilizado para o desenvolvimento de políticas, arranjos administrativos e instituições em outro momento e/ou lugar" (DOLOWITZ e MARSH, 1996).

Adicionalmente, diferentes jurisdições estão, cada vez mais, expostas a situações parecidas, tais como a escassez hídrica, e a quantidade de informação disponível aos formuladores de políticas públicas tem aumentado consideravelmente, facilitando o aprendizado a partir de casos internacionais (DOLOWITZ e MARSH, 2000).

Nesse sentido, o primeiro passo, para identificar lições válidas, é buscar informações acerca de programas existentes em outros lugares, que foram concebidos para lidar com um problema semelhante. O objetivo de tal busca, no entanto, não é o de tornar-se um especialista acerca da experiência internacional, mas o de encontrar novas ideias relevantes para determinado problema. Isso se deve ao fato de que aquele conhecimento que pode ser transferido é, geralmente, genérico e de aplicação mais ampla (ROSE, 1991).

O segundo passo é produzir um modelo conceitual⁵⁹ da política em questão. Novamente, tal modelo deve ser representativo da realidade, mas conter elementos genéricos, por meio dos quais seja possível mostrar como a política funciona, quais as relações de causa e consequência entre suas partes e quais os resultados esperados dessas interações (ROSE, 1991).

No que diz respeito aos resultados, é importante destacar que o interesse não reside em mensurar precisamente (quantitativamente) impactos marginais, mas sim em identificar as circunstâncias associadas a mudanças qualitativas, ou seja, aquelas referentes à substituição de uma política ineficiente por uma eficiente (ROSE, 1991).

Por fim, o terceiro passo é comparar os modelos de práticas internacionais com um modelo das práticas nacionais. Essa comparação deve notar se as políticas mais eficientes são diferentes em seu tipo ou apenas em sua intensidade (ROSE, 1991), bem como observar se são bem aceitas politicamente e se existem recursos (financeiros, humanos, legais etc.) similares que permitam sua aplicação em novo contexto.

De modo geral, políticas menos complexas, que impõem menos externalidades sobre outros agentes e melhor calcadas na teoria, são mais fáceis de serem implementadas com sucesso em outra jurisdição (ROSE, 1991; SWAINSON e LOE, 2011). Adicionalmente, a participação e compreensão do público diretamente afetado por determinada política pode facilitar a transição do aprendizado para a implementação (DOLOWITZ e MARSH, 2000).

Na prática, contudo, diversas limitações podem dificultar a transferência de políticas. Por exemplo, a depender de questões contextuais muito específicas tanto do local em que a política foi adotada com sucesso, quanto daquele que busca aprender e internalizar as lições das práticas externas (BENSON, JORDAN e HUITEMA, 2012). Algum nível de adequação e adaptação às realidades locais sempre se faz necessário. De forma mais compreensiva, Dolowitz e Marsh (2000) identificam três principais fatores que podem fazer com que o aprendizado a partir de experiências internacionais resulte em fracasso:

- ❖ **Transferência desinformada:** quando há informação insuficiente sobre a política estudada e como ela funciona em seu país de origem;
- ❖ **Transferência incompleta:** quando elementos cruciais da política ou dos arranjos que a cercam não são “traduzidos” para a nova jurisdição; e

⁵⁹ Entende-se por modelo conceitual aquele que emerge a partir de algumas generalizações, simplificações, que facilitam a compreensão de algum fenômeno complexo.

- ❖ **Transferência inapropriada:** quando pouca atenção é dada às diferenças nos contextos econômicos; políticos; sociais; e ideológicos entre as duas jurisdições (DOLOWITZ e MARSH, 2000).

Em particular, instituições costumam ser resistentes a mudanças ou reestruturações radicais, e essas podem se revelar pouco factíveis, ao menos no curto prazo (ROSE, 1993; BENSON, JORDAN e HUITEMA, 2012), ou então resultar somente num aprendizado parcial, a partir do qual novas análises precisarão ser conduzidas (HOLZINGER e KNILL, 2005). Entretanto, no longo prazo, instituições podem ser mais flexíveis e é possível introduzir gradualmente eventuais mudanças.

No caso dos recursos hídricos, as instituições para sua gestão são frequentemente desenhadas para atender especificamente determinado ambiente. Por exemplo, os arranjos legais para alocação de água na região Oeste dos Estados Unidos foram concebidos para refletir as condições semiáridas comuns no local (DELLAPENNA, 1999). Sua possível replicação para contextos hidrológicos diferentes pode ser limitada, mas recomendada para aqueles em que se observam características similares (SWAINSON e LOE, 2011).

Assim, para além das considerações acerca da cultura, opinião pública, recursos (administrativos e financeiros) disponíveis e existência de (outras) políticas associadas (à gestão de recursos hídricos)⁶⁰, a avaliação do potencial de aprendizado a partir de determinados casos internacionais também requer a observação do contexto biofísico, a hidrologia local, o clima, e a infraestrutura hídrica das jurisdições (SWAINSON e LOE, 2011).

Por exemplo, alguns instrumentos, como mercados de direitos de água, podem ser mais facilmente adotados em locais menos densamente povoados, uma vez que os impactos (das transferências) sobre outros usuários tendem a ser inferiores e de mais fácil identificação (ZETLAND, 2011).

Em resumo, o aprendizado de políticas a partir de outras jurisdições deve sempre ser pautado pelo cuidadoso reconhecimento das condições específicas tanto da região de origem, quanto da região buscando extrair as lições. Nesse sentido, maior flexibilidade para os atores nos níveis inferiores de governança, em particular no nível local, pode aumentar a eficiência do processo e garantir o alcance dos resultados desejados ao permitir que esses atores adaptem a política às particularidades biofísicas e socioeconômicas da região (BENSON e JORDAN, 2010).

O aprendizado e a transferência de políticas adotadas em outros lugares podem ocorrer com diferentes graus de intensidade, desde uma “cópia direta”, passando pela combinação ou síntese de políticas de diversas jurisdições até o mero empréstimo de um conceito ou ideia central e, até mesmo, servindo tão somente como fonte de inspiração (DOLOWITZ, 2003):

- ❖ **Cópia direta:** quando uma jurisdição adota um programa empregado em outro lugar sem quaisquer mudanças;
- ❖ **Síntese:** quando uma jurisdição combina diferentes programas encontrados em duas ou mais jurisdições para desenvolver uma política mais adequada aos seus problemas;
- ❖ **Inspiração:** quando uma jurisdição amplia o leque de ideias sobre como lidar com um problema ao observar o cenário em outras jurisdições (DOLOWITZ e MARSH, 1996).

60 Por exemplo, políticas agrícolas possuem considerável impacto sobre o uso de água.

Contudo, diversos fatores podem fazer com que as informações coletadas durante o aprendizado não sejam utilizadas de maneira adequada e, assim, podem enfraquecer a relação entre o processo de transferência de uma política e seus resultados finais (DOLOWITZ e MARSH, 2012). O fato de que algo é empregado com sucesso em outra jurisdição não é condição suficiente para indicar que tal programa irá atingir os mesmos resultados e funcionar da mesma maneira em novo ambiente.

É comum nesse sentido, que as expectativas acerca do aprendizado a partir de experiências internacionais sejam amplificadas devido à falta de consideração sobre o processo de adaptação que qualquer política naturalmente deve enfrentar desde sua concepção até a implementação e fiscalização e pela maneira com que os indivíduos respondem a ela no nível operacional (DOLOWITZ, 2003; DOLOWITZ e MARSH, 2012).

Posto de outra forma, o aprendizado e a transferência de políticas de outras jurisdições são marcados por mudanças, inclusive devido às constantes interpretações e reinterpretações realizadas por diferentes grupos de agentes ao longo do tempo (MCCANN e WARD, 2012 apud DOLOWITZ e MARSH, 2012).

Novas instituições necessariamente interagem com aquelas políticas e regras já existentes em determinado local, restringindo quais (e de onde) lições podem ser extraídas (DOLOWITZ e MARSH, 1996). Inclusive, “regras em uso” informais, como hábitos e culturas, também podem facilitar (dificultar) o aprendizado caso sejam similares (diferentes) às encontradas na jurisdição estudada (ROBERTSON, 1991).

É, comumente, mais fácil identificar e levar em consideração aquelas diferenças em regras formais do que em atitudes, culturas e crenças (MOSSBERGER e WOLMAN, 2003).

Sintetizando, o aprendizado de políticas a partir de experiências internacionais não somente requer alto grau de consciência e informação com relação ao racional, causas, metas e efeitos de determinado programa existente em outro lugar, mas também consiste da cuidadosa investigação de como a mudança proposta funcionará e interagirá com as demais políticas existentes no cenário doméstico (MOSSBERGER e WOLMAN, 2003). Assim, tal processo não deve ser encarado como uma solução imediata para determinado problema (FAWCETT e MARSH, 2012).

Por fim, o aprendizado a partir de experiências internacionais é apenas uma das formas de tomar decisões acerca de políticas públicas, pautada pelo uso de analogia como fonte de ideias e evidências⁶¹. Todavia, as incertezas inerentes à adoção de novas políticas e de sua interação com outras já existentes torna a previsão de resultados tarefa nada trivial. Uma estratégia possível para reduzir tais incertezas é a introdução gradual, incremental dessas políticas, por exemplo, com uso de programas-pilotos (MOSSBERGER e WOLMAN, 2003).

6.4 Aceitação Pública e Instrumentos Econômicos para Recursos Hídricos

No campo da análise de políticas públicas, três elementos devem ser considerados de forma a alcançar os melhores arranjos possíveis, quais sejam: a correção técnica; a factibilidade administrativa; e o **grau de suporte político (público)**. Similarmente, ressalta-se o papel desempenhado pelas instituições, inclusive aquelas de caráter informal como os valores e hábitos dos indivíduos no que diz respeito às suas interações com os recursos hídricos. Assim, é importante considerar como os usuários de água reagem à eventual adoção de instrumentos econômicos em determinada jurisdição.

61 “Analogia é uma maneira informal de aprendizado. Estratégias formais incluem experimentos sociais (com o uso de grupos de tratamento e controle), modelagem econométrica, (micros) simulações e deduções a partir de premissas comportamentais” (MOSSBERGER e WOLMAN, 2003).

É de início relevante ressaltar que, em qualquer lugar, o nível de aceitação pública evolui ao longo do tempo, conforme os valores e preferências dos indivíduos, a disponibilidade de informações e o conhecimento científico acerca do tema vão sendo gradualmente alterados (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014). Certas crenças (regras informais) também se alteram à medida que o contexto em que estão inseridos passa por modificações.

Entretanto, há pouca literatura acerca do grau de suporte público por mercados de água, especialmente no que diz respeito a análises conduzidas anteriormente à implementação de algum arranjo que permita transações de direitos de uso de água. Diferentes grupos reagem de formas distintas a diferentes tipos de mercados de água (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014) e quaisquer instrumentos econômicos podem funcionar com sucesso caso os usuários recebam bem os novos mecanismos e instituições (EASTER, ROSEGRANT e DINAR, 1998).

Nesse sentido, o intuito da presente seção é o de apresentar as principais descobertas de alguns estudos realizados junto a usuários de recursos hídricos antes ou depois do desenho e adoção de mercados (ou outros instrumentos econômicos) de água em algumas jurisdições. De forma geral, mercados temporários são mais bem recebidos do que transações permanentes (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014) e indivíduos mais jovens são mais propensos a aceitar abordagens para a gestão de recursos hídricos baseadas em mercados (MONTGINOUL, 2014; BJORN LUND, XU e WHEELER, 2014).

Suporte público para mercados de água na Europa

A Espanha foi o primeiro país europeu a permitir a comercialização de direitos de uso de água ainda que em caráter temporário e, portanto, (poucas) pesquisas acerca do suporte público para tal instrumento estão disponíveis para algumas de suas bacias hidrográficas. Na bacia do Rio Guadalquivir, os fazendeiros da região manifestaram desconfiança com relação a mercados de água devido à falta de informação confiável oferecida pelos órgãos públicos acerca dos direitos de uso de água e à assimetria de informações, inclusive sobre as condições climáticas futuras, entre diferentes grupos de fazendeiros⁶² (GIANNOCCARO, PEDRAZA e BERBEL, 2013).

Esses autores, bem como Giannoccaro, Castillo e Berbel (2016) chegam à conclusão de que a maioria dos agricultores espanhóis se opõe à venda em caráter permanente de seus direitos de água, entretanto são mais favoráveis a transações temporárias e preferem que os direitos permaneçam atrelados à terra. Também notam que algumas características podem ser relacionadas à maior probabilidade de um fazendeiro participar ou não de mercados de água nas bacias dos rios Guadalquivir e Almanzora:

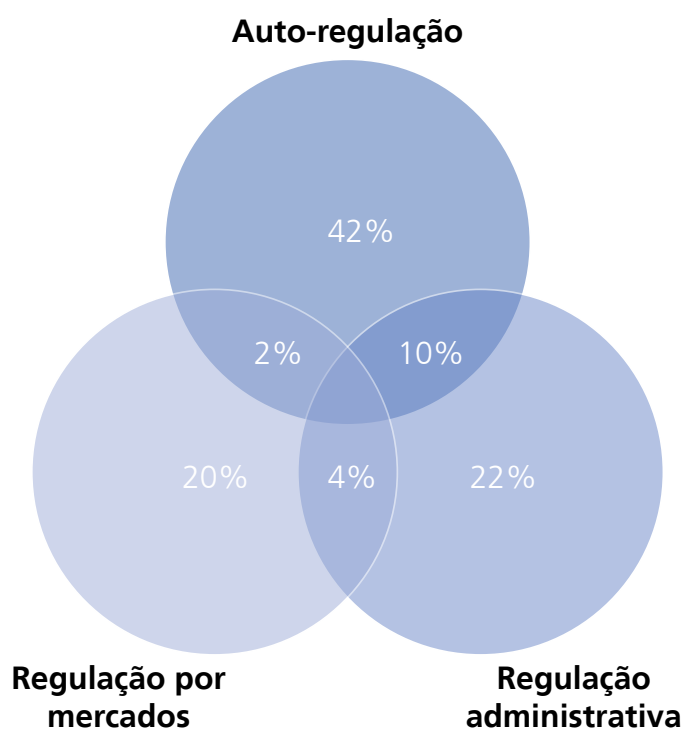
- ❖ **Aumentam a probabilidade de participar em mercado de água:** maior treinamento acerca de práticas agrícolas; realização de alguma melhoria nas fazendas nos últimos cinco anos (inovação); maior conhecimento sobre a disponibilidade hídrica.
- ❖ **Diminuem a probabilidade: maior nível educacional;** plantação de culturas herbáceas extensas ou plantações tradicionais de oliveiras; maior consumo de água por hectare; maior idade (GIANNOCCARO, CASTILLO e BERBEL, 2016).

A menor probabilidade de participação em mercados para aqueles fazendeiros com maior nível educacional é considerada pelos próprios autores como “surpreendente” e oposta ao observado por Wheeler, Bjornlund et al (2009) para o caso Australiano.

62 Por outro lado, Hernández-Mora e Del Moral (2015) notam que mesmo grupos políticos de orientação ideológica contrária a mercados (vide **Quadro 9.3**) acabaram por aceitar a reforma da Lei de Águas em 1999 ao compreender que o uso desses instrumentos de mercado poderia trazer benefícios como o entendimento da água como um recurso escasso e, similarmente, o aumento do viés econômico no processo de tomada de decisão dos usuários.

Já na França, há intensa oposição à ideia de transacionar direitos ou cotas de água, em particular devido a questões atreladas aos hábitos e crenças da população como a noção de que água deve ser “sempre um recurso gratuito e de acesso universal” (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014). Há, nesse caso, uma confusão entre a transação do recurso hídrico, um bem de propriedade estatal no país, e a transação do direito de uso do recurso. Tal visão é comum ao público leigo francês, que prefere que problemas de escassez hídrica sejam resolvidos primordialmente via auto-regulação, do que via regulação direta do estado ou com a utilização de mercados de direitos de água (vide **Figura 6.4**). Ainda assim, pessoas mais jovens aparentam ser mais receptivas ao uso de mercados (MONTGINOUL, 2014).

Figura 6.4 - Preferências do público francês para lidar com recursos hídricos



Fonte: Montginoul (2014).

Em outro estudo, Kervarec (2014) encontra que irrigadores da região de Marais Poitevin (FR) estariam mais dispostos em realizar transações por meio de um banco de água do que diretamente entre si, como forma de garantir “maior transparência”. Similarmente, assegurar que as transações ocorram a um preço fixo e único também seria uma abordagem mais aceita (KERVAREC, 2014).

Suporte público para mercados de água na América do Norte

A possibilidade de transacionar licenças de água na província canadense de Alberta foi introduzida a partir do novo Water Act de 1999, ainda que tal opção só possa ser exercida desde que em obediência a um plano de gestão de recursos hídricos (GOVERNMENT OF ALBERTA, 2014). Há evidências, contudo, de que o grau de aceitação pública com relação ao uso de instrumentos econômicos (incluindo mercados e cobrança pelo uso da água) na região seja algo reduzido (BJORNLUND, XU e WHEELER, 2014).

Entretanto, algumas qualificações podem ser feitas: aqueles indivíduos que se declaram mais intensamente contrários a mercados de água são consideravelmente mais velhos e possuem menores níveis educacionais. O tempo de experiência e atuação como fazendeiros (de culturas irrigadas) é inversamente proporcional à aceitação às transações de direitos de água (BJORNLUND, XU e WHEELER, 2014).

Há também uma diferença perceptível nos comportamentos dos indivíduos que vivem em áreas rurais e urbanas: quanto mais urbana determinada região, mais as pessoas toleram intervenções mais intensas de órgãos governamentais para lidar com a alocação de recursos hídricos, inclusive para fins ambientais. Já em áreas rurais, os indivíduos atribuem valor maior à proteção dos direitos já existentes (BJORNLUND, ZUO, et al., 2013).

Já nos Estados Unidos da América, Hadjigeorgalis (2008) estudando porção da bacia do Rio Grande no estado do Novo México observou que fazendeiros ocasionais (com menor proporção de sua renda advinda de atividades agrícolas) e com propriedades menores preferem mercados spot e mecanismos de curto-prazo. Já os grandes fazendeiros comerciais são indiferentes entre tais mercados e o uso de bancos de água; outros resultados para a região são apresentados na **Tabela 6.2**.

Tabela 6.2 - Disposição dos fazendeiros na bacia do Rio Grande (NM) a participar de mercados de água

80% indicaram que participariam de um mecanismo de transferências de curto prazo.
65% indicaram que realizariam transferências de direitos em caráter permanente.
62% declararam que participariam de mercados spot se pudessem.
53% indicaram que realizariam transações com um banco de água.
35% declararam que participariam de um mercado se direitos de água fossem separados da propriedade da terra.
55% declararam que participariam de um mercado se direitos de água fossem atrelados à propriedade da terra.

Fonte: Hadjigeorgalis (2008).

Suporte público para mercados de água na Ásia e Oceania

De acordo com as leis de água chinesas, todos os recursos hídricos do país são de propriedade estatal, entretanto, direitos de uso podem e são concedidos a diferentes usuários. Algumas regiões do país, em particular a Noroeste, sofrem com problemas de escassez hídrica. Nesse contexto, o Ministério de Recursos Hídricos embarcou em um projeto de caráter experimental na cidade de Zhangye no ano de 2002 (ZHANG, 2007). Os objetivos desse projeto eram:

- ❖ Estabelecer um novo sistema de direitos de uso de água (water use rights ou WUR) com cotas comercializáveis; e
- ❖ Realocar e utilizar os recursos hídricos de forma razoável e eficiente por meio de instrumentos baseados em mercados (MWR, 2004 apud ZHANG, 2007).

Assim, cotas de água do Rio Heihe foram alocadas pelo governo para cada usuário proporcionalmente e com base em seus usos históricos. Essas cotas (WUR) podem ser vendidas tanto temporária quanto permanentemente e os usuários (fazendeiros) podem separar seus WURs de seus direitos de uso da terra⁶³ (ZHANG, 2007).

Os usuários devem utilizar a totalidade de suas cotas ou vender todo o excedente a cada ano; caso contrário, perdem o direito de uso (ZHANG, 2007), conforme as provisões de "use ou perca" comuns, por exemplo, nos EUA.

Ainda que essa possibilidade de transação dos direitos de água entre irrigadores fosse vista como uma inovação positiva, ela tem sido pouco utilizada. Realmente, apenas 3,6% das residências transacionaram seus direitos, uma vez que as cotas têm sido constantemente reduzidas pelo governo e há pouco excedente disponível para ser comercializado. As transações realizadas acabam por refletir mais considerações de cunho social do que econômicas (HU, XIONG, et al., 2014).

Nesse sentido, é interessante observar que os fazendeiros identificam barreiras de gestão, administrativas e fiscais como dificultando às transações. Por outro lado, esses não veem obstáculos de caráter cultural, conforme disposto na **Tabela 6.3**. Igualmente, barreiras infraestruturais não são consideradas relevantes e, de fato, a água pode ser redistribuída para todos os usuários que dependem do rio Hehei (ZHANG, 2007)

⁶³ Na China, também a terra é considerada de propriedade estatal, sendo concedidos direitos de uso (também transacionáveis) para os fazendeiros, mas não de posse.

Tabela 6.3 - Barreiras à transação de direitos de água percebidas pelos agricultores na cidade de Zhangye (China)

Barreiras	Status	Observações
Culturais	Não existem	Fazendeiros não enxergam os direitos de uso como necessários ou essenciais e mais de 70% deles enxergam a possibilidade de transação como uma forma de vender seus direitos e migrar para áreas urbanas (65% estariam dispostos a comprar direitos para aumentar suas operações).
(de) Gestão ⁶⁴	Existem	Algumas tecnologias mais eficientes (como irrigação por gotejamento) não são economicamente viáveis no noroeste Chinês.
Legais	Existem	A distribuição tanto dos direitos de água quanto de terra deve ser feita de forma a promover total igualdade em quantidade e qualidade entre os fazendeiros e limita as possibilidades de ganhos de escala.
Administrativas	Existem	Governos locais têm sistematicamente reduzido as cotas de água disponíveis para o setor agrícola (para atrair estabelecimentos industriais e comerciais).
Fiscais ⁶⁵	Podem surgir	Fazendeiros não possuem condições de armazenar eventuais excedentes e as provisões de “use ou perca” fazem com que eles acabem usando toda água que podem (para não correr o risco de perder seus direitos).
Fonte: construído a partir de Zhang (2007).		

Já na Austrália, os mercados de água são mais ativos e suas evoluções permitem compreender como as percepções e atitudes dos usuários mudaram ao longo do tempo. Aqui, mais do que depender de pesquisas de opinião, é possível também observar o comportamento dos fazendeiros nos mercados de direitos de acesso à água e de alocações anuais (ver estudo de caso na [Seção 7](#)).

A experiência na bacia de Murray-Darling (MDB) parece confirmar o papel desempenhado pelas questões sociais e demográficas nas decisões relacionadas ao mercado de água. Ao analisar as razões por trás da venda de direitos de acesso (entitlements) por parte dos agricultores na MDB, Wheeler e Cheesman (2013) encontraram, entre outras, da mais para a menos citada:

- ❖ Redução de dívidas;
- ❖ Aumento das receitas (e viabilidade) da fazenda;
- ❖ Abandono da atividade agrícola;
- ❖ Excesso de água;

64 O autor classifica essas barreiras como de gestão, mas nota-se um componente tecnológico importante, que por sua vez limita as opções de gestão dos agricultores.

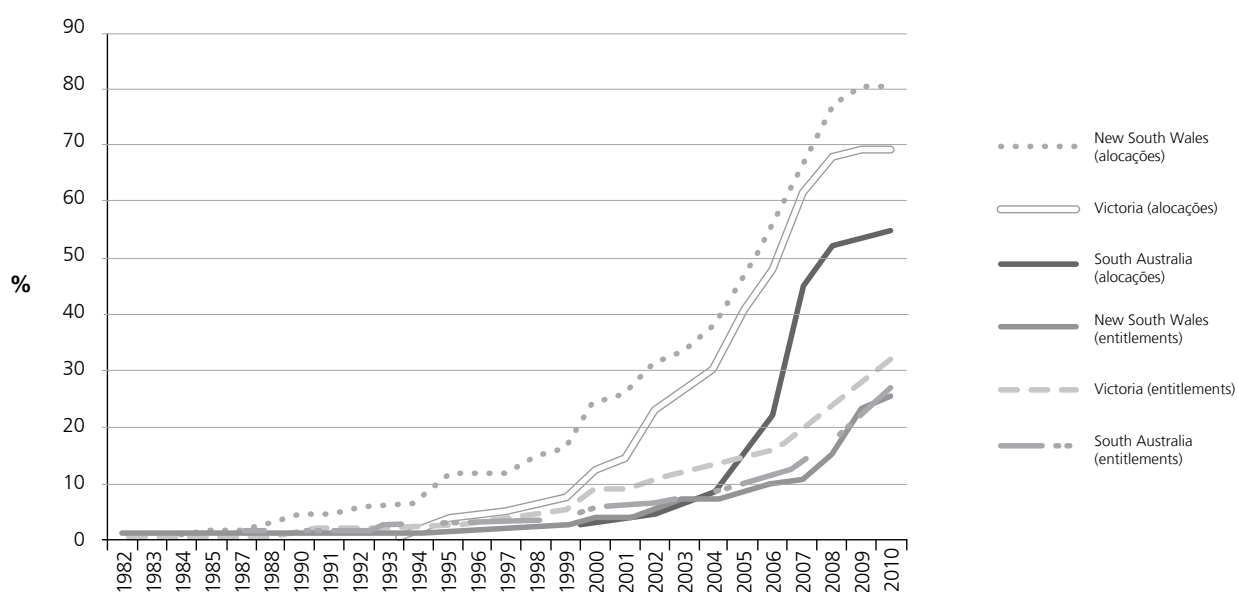
65 O autor parte do ponto de vista do poder público como potencial comprador de direitos de água excedentes. Nesse caso, a ausência de oferta por parte dos fazendeiros é entendida como uma barreira fiscal ao “impedir que o governo atue no mercado” (ZHANG, 2007).

- ❖ Investimento na fazenda (levantamento de recursos para);
- ❖ Idade;
- ❖ Morte ou divórcio (WHEELER e CHEESMAN, 2013).

Tais razões apontam para a interpretação da produção agrícola como uma atividade de caráter comercial na bacia, mesmo entre pequenos agricultores, que pode inclusive ser abandonada caso outras oportunidades apareçam. Também é possível notar que decisões acerca dos recursos hídricos são feitas de forma similar às aquelas referentes a outros insumos produtivos, facilitando a participação dos agricultores no mercado (SOUZA, 2016).

O aumento da participação dos usuários com o tempo também é outra suspeita da literatura, embasada pela teoria de difusão de inovações (ver **Quadro 6.3**), confirmada na prática. Em 2010-11, por exemplo, mais de 60% dos fazendeiros nos estados da região haviam realizado ao menos uma transação, representando crescimento intenso, conforme observado na **Figura 6.5**.

Figura 6.5 - Percentual dos irrigadores que usaram o mercado de água ao menos uma vez em três estados da MDB



Fonte: Wheeler, Loch et al (2014).

Nesse sentido, os usuários mais propensos a agir no início do mercado (os “early adopters”) em média exibiam as seguintes características: maior nível educacional; possuir planejamento para suas fazendas; possuir rendas maiores; ter trabalhado menos anos em suas fazendas; e ser mulher (WHEELER, BJORNLUND, et al., 2009).

Finalmente, as principais objeções associadas aos mercados de água na bacia de Murray-Darling (AUS) se referiam ao estabelecimento de um teto para o uso/extração de água na bacia e não à possibilidade de transacionar os direitos e alocações, muito embora um mercado não possa funcionar sem esse limite (MCLEOD e FORD, 2016).

Considerações gerais sobre aceitação pública

Ao passo que algumas características sociais/demográficas aparentam influenciar a receptividade e o desejo de participar em um eventual mercado (quando as pesquisas são realizadas ex-ante) é importante entender que muitas vezes comportamento declarado não é igual a comportamento observado. Especialmente durante momentos de escassez (que acabam por exigir algum tipo de ação), pode surgir maior distanciamento entre o discurso e a prática.

De qualquer maneira, uma (re)alocação de direitos de uso de água via mercados não ocorrerá de forma ótima sem que sejam levados em consideração os aspectos sociais e culturais da região em que se propõe adotar o mecanismo (TISDELL e WARD, 2003). Posto de outra forma, regras formais e informais importam.

Nessa perspectiva, é possível sugerir algumas recomendações para o processo de desenho e implementação de instrumentos econômicos para recursos hídricos:

- ❖ Políticas e seus instrumentos devem ser concebidos respeitando e se adequando ao contexto local;
- ❖ Campanhas de conscientização devem ser realizadas e espaços para consulta pública devem ser providos para ilustrar que os instrumentos desenhados levam em consideração as percepções e condições dos indivíduos no local;
 - ♦ Caso não seja possível cumprir tais tarefas, ainda é importante comunicar quais ações foram tomadas para garantir que as visões locais foram acomodadas e que a política em questão é importante para a região (BJORNLUND, XU e WHEELER, 2014).

Por fim, é interessante mencionar a relação da literatura acima com aquela que foca na difusão de inovações pela sociedade. De fato, Wheeler, Bjornlund et al. (2009) fazem essa conexão no caso da MDB e Giannoccaro, Castillo e Berbel (2016) no caso dos fazendeiros na Espanha. Ambos os grupos de autores oferecem suporte à ideia de que conforme mercados de direitos de água passam a ser mais conhecidos e alguns usuários realizam mais transações, demais membros da sociedade podem se tornar mais receptivos ao uso de IEs para gestão de recursos hídricos (GIANNOCCARO, PEDRAZA e BERBEL, 2013). O **Quadro 6.3** resume brevemente algumas das principais proposições da literatura sobre difusão de inovações.

Quadro 6.3 - Teoria sobre difusão de inovações

O campo de pesquisa da difusão de inovações estuda a maneira com que determinada inovação (produto, processo ou prática novos para um indivíduo ou organização) é adotada ou não por uma população de potenciais usuários. Tradicionalmente, postula-se a existência de cinco distintos grupos de indivíduos no que diz respeito à sua velocidade de adoção de uma inovação:

- **Inovadores (innovators):** aqueles que primeiro experimentam uma inovação;
- **Primeiros a adotar (early adopters):** aqueles que são respeitados em sua comunidade e cuja adoção de determinada prática influencia e aumenta a taxa de adoção dos demais;
- **Maioria inicial (early majority):** aqueles que se envolvem com uma inovação quando já testada ou “domesticada” pelos pioneiros;
- **Maioria “atrasada” (late majority):** aqueles que só adotam tecnologias amplamente aceitas;
- **Retardatários (laggards):** aqueles que só alteram suas práticas caso “forçados”.

Muitas características relacionadas à inovação acabam por afetar o ritmo de adoção por parte da população, tais como: a existência de canais formais e informais de comunicação entre usuários; percepção de complexidade; visibilidade dos benefícios; divisibilidade (possibilidade de adoção em pequenas parcelas) entre outras.

Similarmente, existem características associadas à população de possíveis usuários que estão comumente relacionadas à maior propensão ou não de adotar uma inovação antes ou depois dos demais. Algumas generalizações comumente encontradas sugerem que pioneiros (inovadores e primeiros a adotar):

- Não diferem em idade dos demais;
- Possuem mais anos de escolaridade;
- Possuem maior status social;
- Possuem maior grau de mobilidade social;
- Possuem unidades (fazendas, empresas etc.) de maior tamanho;
- São mais inclinados a ter orientação econômica mais comercial (e menos de subsistência);
- Possuem atitudes mais favoráveis com relação à tomada de empréstimos;
- Possuem operações mais especializadas.

Algumas dessas características são encontradas também para a operação em mercados de direitos de água, ainda que em pequena amostra de casos. No entanto, é importante notar que não necessariamente exista alguma relação de causa e efeito (nem qual a direção desta relação, caso exista) entre a propensão a adotar (inicialmente uma inovação) e as características acima. Por exemplo, não é possível estipular se a propriedade de uma fazenda maior explica a adoção de novas tecnologias ou se a adoção de novas tecnologias permite o crescimento da fazenda.

Fontes: Rogers (1983) e Linton (1998).

7 Estudo de Caso: Austrália (Bacia de Murray-Darling)

A Austrália possui considerável parcela de seu território sujeita a eventos de escassez hídrica e com baixos índices de precipitação (BUREAU OF METEOROLOGY, 2015). Portanto, a gestão dos recursos hídricos de forma eficiente e sustentável é particularmente importante para o país. Com efeito, o país apresenta padrões de precipitação entre aqueles com maior variabilidade no planeta e a bacia de Murray-Darling (Murray-Darling Basin ou MDB), especificamente, é afetada por uma série de fenômenos que operam em diferentes escalas temporais, como o El Niño e o Dipolo do Oceano Índico (NSW-DPI, 2011).

Historicamente, o atendimento das crescentes demandas hídricas na Austrália se deu pela construção de infraestrutura que permitisse regular melhor a oferta de água e aumentar a disponibilidade do recurso ao longo do tempo. Por exemplo, todos os 10 maiores reservatórios construídos no país, tiveram sua construção realizada antes dos anos 1990⁶⁶ (ANCOLD, 2010).

Todavia, nas últimas décadas, maior atenção tem sido dedicada a outros instrumentos de gestão, em particular os mercados de direitos de água, em virtude da realização de que a exploração das bacias hidrográficas e dos aquíferos do país não poderia continuar de maneira crescente e, de fato, precisaria ser reduzida para patamares sustentáveis (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b; 2014b).

Essa mudança de paradigma necessariamente envolve uma ampla gama de atores, já que a gestão dos recursos hídricos na Austrália é primordialmente realizada pelos estados e territórios. A constituição australiana não inclui os recursos hídricos como um dos temas sobre os quais o governo federal pode legislar⁶⁷ (DYSON, 2008 apud GARRICK, SIEBENTRITT, et al., 2009). No entanto, provisões gerais podem e são estipulados em nível nacional ou, eventualmente, em nível regional/da bacia, quando um mesmo rio ultrapassa as fronteiras de um estado ou território.

Entre essas orientações gerais, é importante destacar a decisão em 1994, pelo Council of Australian Governments (COAG), de incentivar o desenvolvimento de mercados de água como uma forma de lidar com o crescimento da demanda, garantir a disponibilidade de água para usos ambientais e responder a eventos de escassez hídrica (BENNETT, 2015).

O COAG (Conselho dos Governos Australianos, em português) é o fórum intergovernamental mais elevado da Austrália. É composto pelo Primeiro Ministro, pelos Premiers e Ministros-Chefes dos estados e territórios e pelo Presidente da Associação dos Governos Locais Australianos (COAG, 2016).

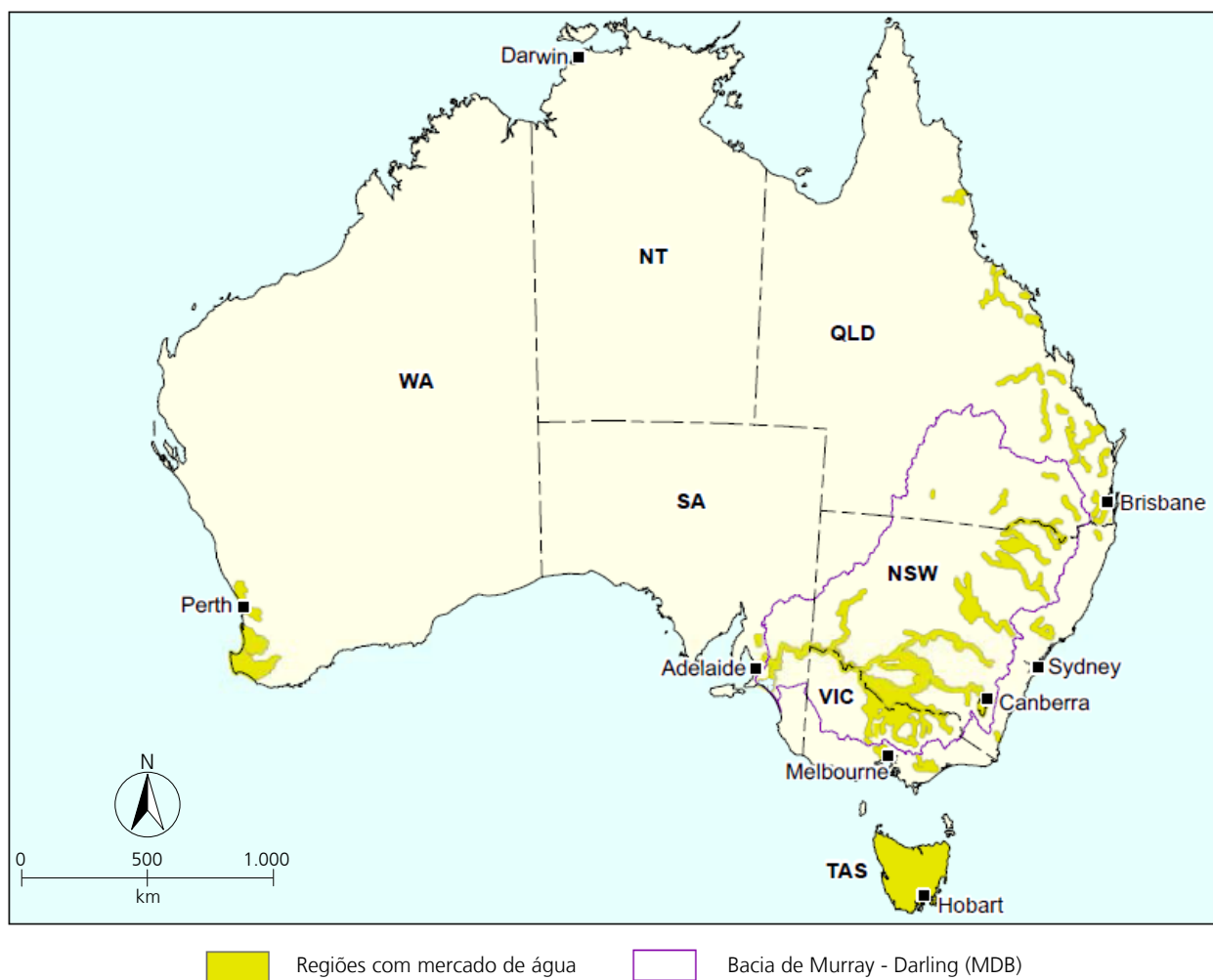
⁶⁶ O mesmo pode ser dito para os 20 maiores reservatórios do país e entre os 40 maiores reservatórios australianos nenhum foi construído no século XXI (ANCOLD, 2010).

⁶⁷ É possível que o governo federal assuma posição de protagonismo na gestão dos recursos hídricos, no entanto, para cumprir com acordos internacionais como a Convenção sobre as Zonas Húmidas de Importância Internacional (a Ramsar Convention on Wetlands, de 1971) (SOUZA, 2016).

A partir dessa decisão e de outros acordos (**Tabela 7.1**), alguns estados e regiões do país desenvolveram e outros intensificaram⁶⁸ o uso de mercados para a transação de direitos de água, conforme disposto na **Figura 7.1**. Desses, o da bacia de Murray-Darling (MDB), em particular em sua porção sul, é aquele de maior destaque e relevância, ao responder por 85% das transações permanentes e 98% das transações temporárias de água na Austrália⁶⁹ (NATIONAL WATER COMMISSION, 2013). **O mercado da MDB é o foco da atual seção.**

Para que os estados cedessem seus poderes para o governo federal, este se comprometeu a instituir programa de modernização da irrigação, concedendo subsídios para a troca de tecnologias, e realizar estudos acerca das possibilidades de atração de novas indústrias para aquelas comunidades regionais que porventura perdessem considerável número de agricultores (BENNETT, 2016; SOUZA, 2016).

Figura 7.1 - Mercados de água na Austrália



Observação: Somente mercados de águas superficiais, nos quais alguma transação ocorreu desde 2007-08.
Fonte: National Water Commission (2013).

⁶⁸ Alguns estados como New South Wales e South Australia já possuíam legislações possibilitando a transação de direitos de água, tanto em caráter temporário quanto permanente desde 1987 e 1991, respectivamente (GARRICK, SIEBENTRITT, et al., 2009).

⁶⁹ Somente os mercados que envolvem águas superficiais são analisados, uma vez que transações de águas de aquíferos, ainda que possíveis, são pouco representativas (registradas em apenas dois estados) e geralmente ocorrem somente dentro do próprio sistema, fato que contribui para menor declaração e disponibilidade de informações (NATIONAL WATER COMMISSION, 2014a).

Tabela 7.1 - Principais mudanças de políticas envolvendo mercados de água na Austrália (MDB)

Marco	Ano	Principais mudanças
COAG Water Reform Framework	1994	Discorre sobre a necessidade de tornar os direitos de propriedade mais claros, alocar recursos hídricos para fins ambientais, adotar arranjos para facilitar o funcionamento de mercados de água, entre outras provisões.
National Water Initiative (NWI)	2004	Compromisso entre governos federal e estaduais ⁷⁰ para aumentar a eficiência no uso dos recursos hídricos, preparar planos compreensivos para a gestão da água, alcançar níveis sustentáveis de uso, expandir os mercados de água, entre outras provisões. Reavaliações ocorrem a cada dois anos.
National Plan for Water Security	2007	Dispõe sobre melhorias na governança da MDB e inclui o compromisso do governo federal em comprar direitos de acesso à água para fins ambientais.
Water Act	2007	Estabelece a Murray-Darling Basin Authority, responsável pelo Plano de Bacia.
Referral of State Powers	2008	Acordo dos governos estaduais para “devolver” ao governo federal as responsabilidades pela gestão da MDB no âmbito do Water Act.
Murray-Darling Basin Plan	2012	Determina a quantidade de água que pode ser extraída para usos consuntivos e contém planos específicos para o uso eficaz da água para fins ambientais e para o funcionamento de forma eficiente e justa dos mercados de água, entre outros objetivos. Em vigor até 2019.
Fontes: COAG (1994; 2004); National Water Commission (2011b); MDBA (2012).		

7.1 Sobre a Bacia dos Rios Murray-Darling

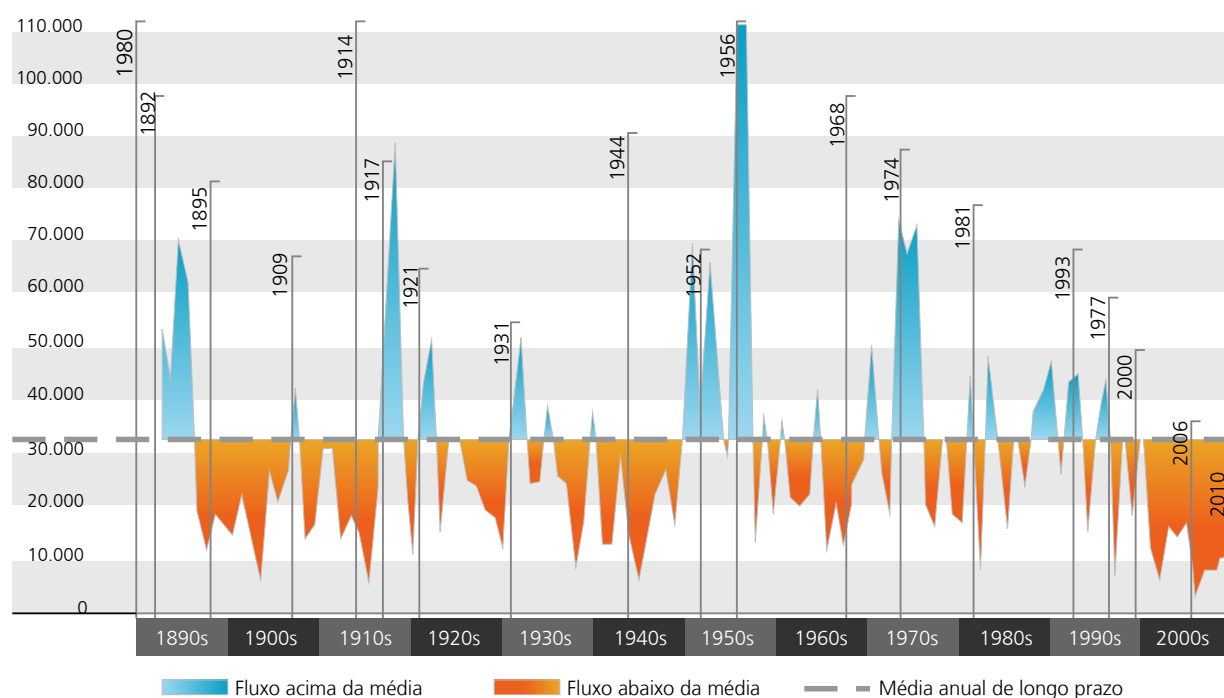
A bacia de Murray-Darling ocupa uma grande área na porção sudeste da Austrália, equivalente a um sétimo do território australiano, e passa por quatro estados (New South Wales, Victoria, Queensland e South Australia) e um território (Australian Capital Territory). O nome da bacia deriva de seus dois rios mais extensos, respectivamente: Murray (2.530 km) e Darling (1.472 km) (WHEELER, 2014). A **Tabela 7.2** sumariza algumas informações relevantes sobre a MDB.

70 Acordo entre o governo federal (Commonwealth of Australia) e os governos locais dos estados de New South Wales, Victoria, Queensland, South Australia e dos territórios (Australian Capital Territory e Northern Territory).

Tabela 7.2 - A bacia de Murray-Darling

Extensão territorial	1.061.469 Km ² (14% do território australiano)
Relevância agrícola (área plantada)	40% da área plantada no país
Relevância agrícola (irrigação)	65% da área irrigada no país
Relevância agrícola (valor agregado bruto)	35-40% do VAB agrícola da Austrália
Produção agrícola (culturas irrigadas)	AUD 6.7 bilhões (2012-13)
População diretamente atendida	3 milhões (aproximadamente)
Importância ambiental	30.000 alagados ("wetlands")
Clima	Subtropical (Norte); Semiárido (Oeste); e Temperado (Sul).
1 Dólar Australiano (AUD) = 2,50 Reais Brasileiros (BRL), conforme cotação em 19 de Julho de 2017. Fontes: Young (2011); Wheeler (2014); e MDBA (2016b).	

A precipitação é a principal responsável pela disponibilidade hídrica na região, com considerável variabilidade e diversos eventos de escassez registrados em sua história (vide **Figura 7.2**), inclusive com secas extremas, como a registrada ao longo dos anos 2000 (1997-2009), conhecida como "Millennium Drought" (a "Seca do Milênio", em português).

Figura 7.2 - Fluxo de água na bacia de Murray-Darling (GL)

Fonte: traduzido de Wheeler (2014).

A MDB utiliza uma série de reservatórios a montante para tornar a oferta de água mais flexível e confiável⁷¹. Esses reservatórios podem armazenar o equivalente a dois anos da extração total de água na bacia em sua porção sul, com 16.294 GL de capacidade total (GRAFTON, HORNE e WHEELER, 2015; MDBA, 2016d).

A região é majoritariamente reconhecida por sua relevância na produção agropecuária da Austrália e, portanto, uma parcela considerável da economia local é baseada no uso de água. Nesse contexto, o principal setor usuário dos recursos hídricos da região é a agricultura irrigada, que responde por mais de 80% do uso de água na bacia⁷² (MDBA, 2010).

Logo, o mercado de água na MDB é quase em sua totalidade composto por fazendeiros (raras exceções discutidas no **Quadro 7.1**). Dentro do setor agrícola há considerável heterogeneidade de usos (**Quadro 7.2**), importante condição para que os atores respondam cada qual à sua maneira aos eventos climáticos e atuem no mercado de água como vendedores e compradores em diferentes momentos (GRAFTON, HORNE e WHEELER, 2015).

A produção agrícola, mesmo para pequenos e médios agricultores, é uma atividade de cunho comercial, não havendo, portanto, agricultura de subsistência na MDB. Esse aspecto acaba por facilitar tanto a compreensão quanto a participação dos produtores no mercado de água, uma vez que acostumados a analisar os preços de commodities e de insumos (inclusive água) para decidir o que e como produzir (SOUZA, 2016).

Quadro 7.1 - Participação de distribuidores de água para centros urbanos no mercado de água da MDB

Durante a Millenium Drought, a severidade da escassez fez com que autoridades/empresas responsáveis pelo abastecimento urbano de grandes cidades também entrassem no mercado de direitos de água para garantir a segurança do atendimento aos usos domésticos.

Por exemplo, a SA Water comprou alocações para assegurar o atendimento em Adelaide; a Coliban Water e a Central Highlands Water compraram direitos de acesso e alocações para atender as cidades de Bendigo e Ballarat (no estado de Victoria); e investimentos foram feitos para aumentar as conexões entre usuários rurais e urbanos, em particular, para ligar as cidades de Melbourne e Canberra à infraestrutura hídrica da MDB.

Uma vez passada a seca, no entanto, tais operações não foram mais necessárias e o mercado passou novamente a ser, quase que exclusivamente, composto por irrigadores.

Observação: direitos de acesso: direitos de longo prazo; alocações: direitos temporários (duração anual).
Fonte: National Water Commission (2011b).

71 90% da água utilizada para irrigação na bacia passa por infraestruturas hídricas em um conjunto de rios conectados (SHI, 2006).

72 O segundo principal “uso” de água são as perdas na distribuição do recurso (14% do total). Abastecimento urbano, indústria e mineração somados respondem por apenas 3% do consumo na bacia (MDBA, 2010).

Quadro 7.2 - Principais subsetores agropecuários na MDB

As principais culturas da MDB possuem características hídricas distintas, o que contribui para a maior atividade do mercado de direitos de água:

- Produção de arroz (responsável por 13% do uso de água para irrigação na bacia)

Arroz é uma cultura anual, intensiva em água. A região da MDB produz quase a totalidade do arroz produzido na Austrália. Contudo, a produção oscila consideravelmente devido às condições hídricas. De fato, fazendas de arroz na MDB tendem a contar com operações diversas, com renda sendo obtida a partir de uma variedade de culturas (como algodão) e até criação de animais.

O mercado de água permite que os produtores de arroz consigam auferir alguma receita mesmo em épocas de baixa disponibilidade hídrica, em que sua produção seria consideravelmente afetada. Por outro lado, nos anos em que há maior disponibilidade de água e, consequentemente, o preço das alocações cai, os fazendeiros podem expandir suas produções (ver Figura 7.4).

- Horticultura: vinhas e nozes (respectivamente 5 e 8% do uso de água para irrigação na bacia)

Ainda que a região produza frutas e vegetais diversos, as principais culturas são as vinhas e as nozes (em particular amêndoas). O valor agregado da produção de uvas, por exemplo, foi de AUD 762 milhões na safra 2012-13, respondendo por aproximadamente 75% do total do setor no país. Também 93% da área dedicada à plantação de amêndoas na Austrália se encontra na MDB, com valor agregado da produção de AUD 250 milhões no ano de 2010⁷³.

Essas culturas possuem demandas hídricas relativamente fixas, uma vez que suas árvores são perenes e precisam ser mantidas de uma temporada para a seguinte. Logo, há poucas alternativas para os produtores responderem a períodos de prolongada seca. Na prática, o consumo de água por essas culturas permanece alto mesmo em anos de pouca chuva e, consequentemente, de baixas alocações anuais. Isso ocorre porque os fazendeiros acessam o mercado de água e garantem a continuidade de suas operações com a compra de direitos temporários ou permanentes, geralmente, dos produtores de arroz e de laticínios.

- Produção de leite (12% do uso de água para irrigação na bacia)

Uma das maiores regiões produtoras de leite do país também se encontra na bacia, produzindo cerca de 2,1 bilhões de litros na temporada 2012-13, o equivalente a 23% da produção nacional. Tal produção é bastante flexível com relação à sua demanda hídrica, já que os fazendeiros podem usar a água para cultivar feno em suas próprias terras, mas também: i) comprar feno de outros produtores; ii) transportar o gado para regiões com mais água; iii) variar o tamanho do rebanho; e iv) mudar de pastos perenes para anuais. Por se tratar de uma indústria voltada para a exportação, mudanças nos preços praticados internacionalmente e na taxa de câmbio também afetam as estratégias dos produtores.

Fonte: National Water Commission (2014a) e Ashton, Oliver e Norrie (2016).

73 A área dedicada à plantação de amêndoas na bacia cresceu de apenas 907 ha em 2002 para mais de 30 mil ha em 2012 (NATIONAL WATER COMMISSION, 2014a).

Quadro 7.3 - Tendências recentes da atividade agrícola e demografia na MDB

Há uma tendência geral na bacia e na Austrália das fazendas se tornarem cada vez menos numerosas, porém mais extensas. A queda do número de estabelecimentos agrícolas usando água para fins de irrigação na MDB foi de 20% de 2005-06 para 2008-09, temporada em que aproximadamente 15 mil fazendas estavam em operação.

Outra tendência relevante é a do envelhecimento da população, de forma ainda mais intensa do que o observado para o restante do país. Por exemplo, em 2001, 13,1% da população da MDB tinha mais de 65 anos, enquanto em 2006 esse grupo etário representava 14,5% do total. Ainda assim, 64,5% da população (1,3 milhão de habitantes) tinham entre 15-64 anos em 2006.

Já o setor agrícola em específico possuía uma população mais velha, com 67,6% dos fazendeiros tendo mais de 45 anos e 18,6% tendo mais de 65 anos. O emprego no setor também vem em queda, diminuindo 11,9% entre 2001 e 2006 e representando o setor em que mais vagas de trabalho foram fechadas na bacia.

O perfil dos habitantes na bacia possui importantes relações com a aceitação e, consequente, participação dos mesmos no mercado de água. Por exemplo, Wheeler e Cheesman (2013) em entrevistas com agricultores que venderam parte ou a totalidade de seus direitos de água, encontraram justificativas para a venda desses direitos que variam de aspectos econômicos (redução de dívidas; aumento de receitas) até questões pessoais como idade e divórcio.

Fontes: MDBA (2010); Ashton, Oliver e Formosa (2011); e Wheeler e Cheesman (2013).

7.2 Separação dos Direitos de Propriedade da Terra e Direitos para Extração e Uso da Água

Historicamente, a obtenção de licenças/títulos avalizando o acesso a recursos hídricos na Austrália era praticamente garantida aos usuários, independente dos níveis de extração já registrados nas bacias. Esse padrão era observado em todos os estados, com vistas à promoção do desenvolvimento econômico e sem considerações acerca de impactos ambientais e da busca por eficiência no uso da água (TAN, 2002 apud NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b).

Eventuais restrições, quando estabelecidas pelos governos estaduais, buscavam apenas evitar a concentração dessas licenças nas mãos de poucos atores, em particular para fins agrícolas. Para tanto, diferentes estados impuseram limites sobre o tamanho das fazendas, a proporção das fazendas que podia ser irrigada e atrelaram as licenças à terra em que a água seria usada. Dessa maneira, a ligação entre (os direitos de) propriedade da terra e da água permaneceu como uma característica fundamental das políticas de recursos hídricos na Austrália até o final da década de 1980 e meados dos anos 1990 (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b).

As maiores severidade e frequência dos eventos de escassez e as preocupações associadas à construção de novas estruturas para expansão da oferta hídrica, todavia, fizeram com que crescessem as discussões sobre a reavaliação do sistema de direitos de água no país. Com efeito, ainda nos anos 1980 estados começaram a introduzir limites na concessão de novas licenças em algumas regiões e bacias (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b).

Uma vez estabelecidos limites sobre a extração/uso total de água em uma bacia, caso algum usuário desejasse ter acesso a mais água, por exemplo, para expandir suas atividades, este só possuía uma alternativa: adquirir pedaço de terra para o qual uma licença já havia sido concedida. Tal curso de ação revelava-se custoso e demorado e prevenia uma alocação eficiente dos recursos hídricos (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b). Assim, usuários e formuladores de políticas públicas, nos níveis federal e estadual, começaram a defender a ideia de que água pudesse ser realocada entre diferentes usuários por meio de transações voluntárias.

Nesse sentido, o COAG introduziu o Water Reform Framework em 1994, que continha entre suas recomendações para uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos: “o estabelecimento de sistemas compreensivos de alocações anuais e direitos de acesso à água, suportados pela separação dos direitos de água da propriedade da terra e pela clara especificação de sua posse, volume, segurança, possibilidade de transferência e, quando apropriado, qualidade” (COAG, 1994, p. 4).

O COAG Water Reform Framework representou um ponto fundamental na transição da alocação de direitos de água a partir de uma abordagem puramente administrativa para uma orientada pelo uso de instrumentos econômicos.

Como esperado, as transações de água cresceram consideravelmente desde então (GRAFTON, LIBECAP, et al., 2012). Mais do que isso, tal separação permitiu que irrigadores pudessem reduzir os custos de crédito, ao usar os direitos de acesso à água como colateral ao tomar empréstimos, e ajustar a segurança de suas demandas hídricas de acordo com as características específicas de suas atividades, garantindo flexibilidade e viabilizando novos investimentos (VICTORIAN GOVERNMENT, 2004).

As reformas desvincularam a gestão de um bem comum com alto grau de mobilidade (a água dos rios da bacia) da propriedade de um bem privado e sem mobilidade (a terra). Com isso as opções à disposição dos irrigadores na bacia aumentaram. Antes podiam tão somente usar ou não o recurso; depois, também passaram a ter as possibilidades de comprar e vender direitos de água.

7.2.1 Direitos de Acesso à Água (Entitlements) e Alocações (Allocations)

A separação dos direitos de propriedade da terra e da água pode ser vista como o primeiro passo para que os mercados de água pudessem existir, junto com a clara definição dos direitos de água como uma parcela do total do recurso disponível para consumo. Segundo passo foi a separação dos diversos elementos que compõem um direito (de acesso) à água em instrumentos específicos, quais sejam:

- ❖ **Direito de acesso à água (entitlement):** reivindicação de longo prazo, normalmente permanente, sobre (uma parcela ou) o total de água disponível para consumo de acordo com algum plano de recursos hídricos (do estado ou da bacia)⁷⁴. Pode ser transacionado;
- ❖ **Alocação:** determinado volume de água que pode ser consumido/extraído periodicamente, por exemplo, ao longo de um ano; unidade de oportunidade. Pode ser transacionada;

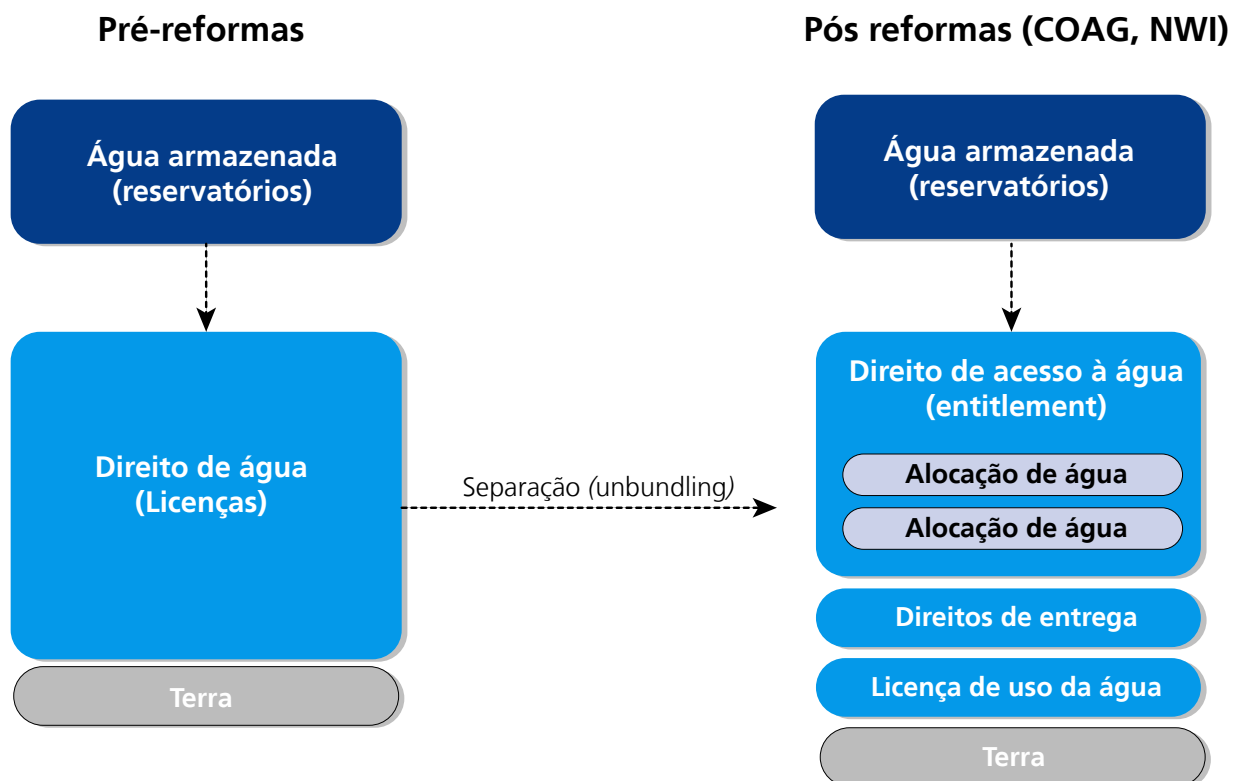
⁷⁴ Direitos de acesso à água (entitlements) podem ser vistos como similares a direitos de propriedade no sentido em que a legislação estadual assegura ao seu portador o direito exclusivo ao uso/extração de determinado volume de água (SHI, 2006).

- ❖ **Direito de entrega:** direito de ter uma alocação de água entregue para um determinado lugar ou a partir de determinado lugar. Pode ser transacionado;
- ❖ **Licença de uso:** permissão para usar uma alocação de acordo com condições e obrigações previamente determinadas; Não pode ser transacionada (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b).

A cada temporada (ano hidrológico), aqueles usuários que possuem direitos de acesso à água recebem suas alocações de acordo com a quantidade disponível nos reservatórios da bacia, bem como a partir das expectativas de precipitação e extração ao longo da temporada. Assim, as alocações são definidas em termos percentuais da quantidade nominal de água estipulada para uso consuntivo no direito de acesso (NATIONAL WATER COMMISSION, 2013). A **Figura 7.3** mostra a diferença entre direitos de água antes das reformas promovidas a partir dos anos 1990 e um completamente separado (pós-reformas).

Na Austrália, o ano hidrológico obedece ao ano fiscal, isto é, começa em 1º de Julho e se encerra em 30 de Junho.

Figura 7.3 - Separação dos direitos de água em diversos componentes



Fonte: traduzido de National Water Commission (2013).

Um direito de acesso a 10 ML de água só irá garantir ao usuário tal volume caso a disponibilidade de água nos reservatórios que o abastecem seja de 100%. Caso a disponibilidade seja de 80%, o direito de acesso garantirá 8 ML de água para o usuário (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b). Os direitos de água também podem ter diferentes níveis de prioridade de atendimento e, portanto, estar mais ou menos expostos aos eventos de escassez (vide **Quadro 7.4**). A **Tabela 7.3** apresenta o percentual de alocações anuais para os estados de Victoria e New South Wales entre 2002 e 2012, para diferentes níveis de prioridade de atendimento.

Quadro 7.4 - Direitos de acesso à água e diferentes níveis de confiabilidade

Os direitos de água em todos os estados da MDB, ainda que cada estado possua seu arranjo específico, podem apresentar diferentes níveis de segurança de atendimento (no evento de um período de escassez hídrica tornar o atendimento de todas as demandas não factível). Tal característica é por vezes definida como grau de confiabilidade do direito.

De forma simplificada, tomando o estado de Victoria como exemplo, os direitos de acesso à água (water shares, na nomenclatura local) podem ter alto ou baixo grau de confiabilidade. Assim, todas as alocações referentes a direitos de alta confiabilidade devem ser atendidas antes de se alocar água para aqueles direitos com baixa confiabilidade.

Os demais estados possuem arranjos similares, ainda que com nomenclaturas diferentes. Esse cenário pode aumentar os custos de transação e também os erros administrativos e, eventualmente, dificultar as transações entre usuários de diferentes estados. Por outro lado, ele pode oferecer uma cesta de tipos de direitos de acesso que permita aos usuários montar um portfólio que melhor se adeque às suas preferências.

Fonte: Shi (2006); National Water Commission (2011b); e Victorian Water Register (2016).

Os “direitos de entrega” representam o direito de ter a água entregue ao usuário por um operador específico de infraestrutura hídrica, isto é, por uma pessoa/empresa que possui e opera infraestrutura para armazenar, distribuir ou drenar água com o intuito de prestar serviços para terceiros (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2015). Cabe ao operador da infraestrutura definir o direito de acesso à água de cada usuário em sua rede, seja um volume (nominal) específico, seja uma parcela (percentual) do direito de acesso à água do próprio operador. Os direitos de entrega também podem ser transacionados⁷⁵ (MDBA, 2014a).

Licenças de uso são específicas para cada local ao estabelecer condições para o uso de água que minimizem, por exemplo, impactos sobre terceiros e sobre o meio ambiente. Tais licenças não podem ser transacionadas (SHI, 2006).

⁷⁵ A transação de um direito de entrega para usuário fora da rede de infraestrutura também é possível, no entanto, pode envolver o pagamento de taxas (exit fees e termination fees) para que os demais usuários da rede não sejam prejudicados (MDBA, 2014a).

Tabela 7.3 - Nível dos reservatórios (GL) e alocações anuais em dois estados da MDB (%)

Ano	Nível Reservatórios (GL)	Victoria (alta)	Victoria (baixa)	New South Wales (alta)	New South Wales (geral)
2002	5.344	100	100	100	88
2003	2.561	81	29	100	25
2004	3.229	100	0	97	48
2005	4.229	100	0	96	44
2006	5.162	100	0	96	58
2007	1.956	65	0	83	5
2008	2.520	49	0	76	7
2009	2.309	34	0	95	15
2010	4.100	87	0	96	27
2011	10.266	100	0	100	100
2012	11.251	100	0	100	100

Fonte: National Water Commission (2013).

Dos componentes de um direito de água, os mais transacionados na MDB são:

- ❖ **Direitos de acesso à água**, geralmente devido a mudanças em padrões de longo prazo associados à demanda pelo recurso, bem como à natureza das atividades e localização dos usuários;
- ❖ **Alocações**, geralmente de forma a permitir que os usuários respondam a condições sazonais desfavoráveis e a outros eventos de curto prazo, como a oscilação dos preços de determinadas commodities (NATIONAL WATER COMMISSION, 2011b).

Portanto, são facultadas aos usuários as seguintes opções com relação ao seu uso de água para fins consuntivos, de acordo com as regras e regulações de cada estado:

- ❖ Usar a água alocada para seus direitos de acesso;
- ❖ Comprar alocações adicionais;
- ❖ Vender parte ou a totalidade de suas alocações;
- ❖ Comprar ou vender direitos de acesso;
- ❖ Alugar direitos de acesso;
- ❖ Conservar suas alocações e carregá-las para a temporada seguinte (**Quadro 7.5**).

Os preços praticados para as transações de direitos (permanentes) e alocações (temporárias) provêm sinais mais claros para a tomada de decisões acerca do uso de recursos hídricos tanto no longo, quanto no curto prazo, sistematizando e consolidando as informações disponíveis sobre a demanda e oferta (esperadas) de água na bacia (e entre suas regiões) ao longo do tempo. Por exemplo, a possibilidade de comprar e vender direitos de acesso oferece um importante sinal para que agricultores possam decidir qual a melhor estratégia de investimentos no que diz respeito à infraestrutura para irrigação (BJORNLUND e MCKAY, 2002).

Quadro 7.5 - Carregamento de alocações (carryover)

Ao longo de uma temporada/ano, é possível que os usuários de água não utilizem a totalidade de suas alocações. Ainda que tal excedente possa ser negociado no mercado de água, a venda dessas alocações pode não representar a melhor opção do ponto de vista do próprio usuário, a depender de suas expectativas com relação às suas necessidades hídricas no futuro e com o preço sendo praticado no mercado.

Nesse sentido, os estados da MDB criaram provisões para o carregamento de alocações de um ano para o outro (carryover), isto é, ao final de cada ano ao menos uma parcela da água disponível em uma alocação que não tenha sido utilizada (nem transacionada) pode ser mantida pelo usuário e "carregada" para o ano seguinte. Tradicionalmente, aquele volume de água não utilizado era considerado como "desnecessário" para o usuário e revertido para o sistema hídrico.

As provisões para carregamento podem ser interpretadas como direitos de transferência intertemporais, flexibilizando ainda mais a gestão dos recursos pelos usuários entre o consumo imediato, a venda das alocações ou o consumo no ano seguinte. O carregamento encoraja o uso eficiente dos recursos hídricos, uma vez que eventuais economias conquistadas ao longo de um ano não são perdidas, podendo ser usadas no ano seguinte.

Entretanto, a decisão de carregar alocações por parte de um usuário possui implicações para os demais usuários que dependem da mesma infraestrutura para o armazenamento da água. Tais impactos se devem ao fato de que o carregamento consome espaço escasso, por exemplo, em reservatórios e pode levar a perdas seja pela evaporação da água ou pelo transbordamento.

Por esses motivos é comum que existam limites para a prática de carregamento de alocações. Esses limites podem ser tanto em volume de água que pode ser carregada, quanto em volume máximo de carregamento mais alocações que podem ser recebidos/mantidos por um usuário com base em seu direito de acesso à água. Tais limites variam entre estados e dentro deles, dado que estão relacionados às capacidades de armazenamento de diferentes reservatórios.

No estado de Victoria (para o rio Murray), por exemplo, alocações mais carregamento não podem ser superiores a 100% do volume previsto no direito de acesso e "regras de transbordamento" (spill rules) previnem que o espaço dos reservatórios seja usado de forma a dificultar o recebimento de água dos fluxos naturais e aumentar o risco de perdas. Adicionalmente, 5% do volume carregado é deduzido com o intuito de contabilizar a evaporação que ocorre enquanto a água está no reservatório.

Fonte: Hughes (2009); Carryover Review Committee (2012); National Water Commission (2013).

7.3 Murray-Darling Basin Plan e Compra de Direitos para Fins Ambientais

A MDB cobre quatro estados e um território que, historicamente, divergiram acerca do compartilhamento das águas na bacia. Os primeiros conflitos datam da década de 1880, época em que ocorreram as primeiras extrações de água para irrigação, finalidade que passou a concorrer com a atividade de navegação (EASTBURN, 1990 apud MDBA, 2010). Após acordo interestadual assinado em 1915 passaram-se quase 100 anos até que novo acordo transfronteiriço fosse assinado, na forma do Murray-Darling Basin Plan promulgado em 2012 (WHEELER, 2014).

Desde as recomendações realizadas em 1994 pelo COAG, as instituições australianas relacionadas a recursos hídricos evoluíram no sentido de incorporar interesses tanto nacionais como estaduais e, em 2004, foi assinado o Intergovernmental Agreement on a National Water Initiative⁷⁶, culminando na criação da National Water Commission, visando construir um sistema de gestão de recursos hídricos (de superfície e subterrâneos) nacionalmente compatível, baseado em mercados, regulação e planejamento, para uso rural e urbano, capaz de otimizar resultados econômicos, ambientais e sociais (COAG, 2004).

Já a necessidade de desenvolver um Plano de Bacia (Basin Plan) que assegurasse a gestão integrada de longo prazo dos recursos da MDB foi estipulada pelo Commonwealth Water Act (2007). O mandato para tanto foi atribuído à recém-criada Murray-Darling Basin Authority (MDBA, 2010).

O Plano se estende até 2019 e entre seus objetivos gerais estão: i) o cumprimento de acordos internacionais relevantes⁷⁷ por meio da gestão integrada; ii) o estabelecimento de um framework para gestão adaptativa sustentável e de longo prazo para os recursos hídricos da bacia; iii) a otimização dos resultados sociais, econômicos e ambientais oriundos dos recursos da bacia, face ao interesse nacional; e iv) o aprimoramento da segurança hídrica para todos os usos (MDBA, 2012a). Nesse contexto, o estabelecimento de um limite de extração considerado sustentável⁷⁸, tanto para águas de superfície como aquíferos, foi um dos principais elementos do plano, que também prevê mecanismos para revisão e ajuste de tais limites.

No que diz respeito ao comércio de direitos de acesso à água, o Plano objetiva “a facilitação da operação dos mercados de água e de oportunidades de transação, tanto entre os estados como dentro deles, onde a água é fisicamente compartilhada ou onde as conexões hidrológicas e outras considerações de fornecimento permitam o comércio de água” (MDBA, 2012a, p. 25).

De fato, o plano de bacia provê uma estrutura que assegura que os participantes do mercado têm os mesmos direitos e que podem confiar em sua validade, independentemente do local em que a transação ocorre, o que facilita o direcionamento da água para os usos em que ela possui o maior valor.

76 Acordo Intergovernamental sobre a Iniciativa Nacional de Água.

77 Por exemplo, a Convenção sobre Biodiversidade e a Convenção de Ramsar (sobre Zonas Úmidas), na medida em que estão relacionadas à gestão e uso dos recursos hídricos.

78 Sustainable Diversion Limit – SDL.

O Basin Plan também busca realocar 2.750 GL de água de usos consuntivos para usos ambientais, entre 2013 e 2019, por meio da compra de direitos de acesso de água (WHEELER, 2014). O uso ambiental diz respeito à gestão de volumes de água que são armazenados e podem ser disponibilizados de forma estratégica para proteção, recuperação ou fortalecimento de ecossistemas e suas funções. Para tanto, a MDBA elaborou a Basin-Wide Environmental Watering Strategy, capaz de coordenar as ações nos estados da bacia visando o alcance da meta definida, já que cada estado teve de elaborar seu plano de longo prazo de águas para fins ambientais.

Em anos extremamente secos, os gestores enfrentam o dilema de alocar a água disponível entre diversos locais, levando em consideração as diferenças materiais que a disponibilidade de água pode ter em cada um deles diante do risco de eventos catastróficos. Assim, a Autoridade busca, por meio da Estratégia, identificar prioridades (ativos ambientais, funções de ecossistemas e outros resultados ambientais) para a bacia como um todo a cada ano, bem como a quantidade de água necessária para atingir esses objetivos (MDBA, 2014c). Também são indicados alguns resultados quantitativos que podem ser alcançados após 2019 com sua implementação: melhoria na conectividade hidrológica, nas condições da vegetação, na manutenção de espécies de pássaros⁷⁹ e da diversidade de peixes (MDBA, 2014c).

Para atingir esses objetivos, foi criado o Commonwealth Environmental Water Holder, posteriormente Commonwealth Environmental Water Office (CEWO). O órgão tem o mandato de proteger e restaurar o patrimônio ambiental da MDB, gerenciando um portfólio de environmental water holdings⁸⁰, que resultam diretamente da compra de direitos de água pelo governo e de investimentos em infraestrutura mais eficiente na bacia (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2015).

Desde a entrada em vigor do Basin Plan, o governo australiano pretende investir cerca de AUD 5 bilhões em projetos de infraestrutura que aumentam a eficiência hídrica. Além disso, a MDBA e gestores de recursos hídricos ambientais estão constantemente aprimorando os regimes de fluxo ambientais, o que inclui uso da mesma água para atender diferentes necessidades, retornando-a ao rio para que ela possa ser reutilizada a jusante (MDBA, 2016c).

Os direitos que compõem o portfólio do CEWO podem ser entregues/usados no ano corrente para atender os objetivos da estratégia; carregados para o ano seguinte; ou transacionados no mercado (compra e venda). Essas operações de mercado, inclusive quantidades e preços, são tornadas públicas e o órgão tem o compromisso de não realizar nenhuma transação tendo por base informações que não foram amplamente divulgadas (COMMONWEALTH ENVIRONMENTAL WATER, 2011).

Sua atuação depende fundamentalmente das vazões observadas e das necessidades ambientais: em anos secos, o órgão faz uso dos direitos que detém para assegurar fluxos mínimos que garantam a manutenção de ecossistemas ou minimizem danos aos ativos ambientais considerados prioritários⁸¹, em anos de vazão moderada, o órgão pode vender parte de sua dotação de água aproveitando oportunidades no mercado (MDBA, 2014c).

79 Por exemplo, aumento de até 50% nos eventos de reprodução de espécies de aves aquáticas.

80 O termo "holdings" compreende tanto os direitos permanentes de acesso à água (entitlements) como as alocações (ajustadas anualmente).

81 Além disso, essas vazões buscam garantir a conectividade do sistema.

A decisão de aumentar o volume de água para fins ambientais não foi colocada em prática sem muita resistência das comunidades rurais na bacia, conforme descreve Wheeler (2014). No entanto, a criação de órgão responsável (CEWO) pelos objetivos ambientais da bacia que deve operar segundo a lógica do mercado é exemplo de como é possível conciliar objetivos de natureza econômica com aqueles de caráter social e ambiental.

Alguns estados, como o de Victoria (**Quadro 7.6**) também possuem seus próprios órgãos responsáveis por adquirir e gerir direitos de acesso à água (e alocações) com o objetivo de garantir que esses direitos sejam utilizados para garantir os melhores resultados ambientais com a água disponível (VEWH, 2016).

Quadro 7.6 - Victorian Environmental Water Holder (VEWH)

O Victorian Environmental Water Holder, criado em Julho de 2011, é um órgão independente responsável por manter e administrar os direitos de acesso água para fins ambientais (water holdings).

Assim, o VEWH busca assegurar que os rios, alagados e várzeas do estado de Victoria mantenham e melhorem os benefícios ambientais para suas comunidades. Anualmente, o órgão desenha um plano de priorização da gestão dos recursos hídricos para fins ambientais (o Seasonal Watering Plan), definindo quais atividades podem ser exercidas de acordo com diferentes cenários climáticos.

Para tanto, o VEWH atua em conjunto com gestores de infraestrutura hídrica (canais e reservatórios) e com autoridades dos níveis locais e com a empresa de saneamento e abastecimento urbano da região de Melbourne (a Melbourne Water).

Fonte: VEWH (2016).

7.4 Monitoramento da Extração e Uso da Água e Disponibilidade de Informações

O monitoramento e a coleta de informações acerca da extração e uso de água na MDB para garantir que os limites estabelecidos para a bacia sejam respeitados ocorre em dois níveis. Em escala mais ampla, os estados devem demonstrar à Murray-Darling Basin Authority que os limites estabelecidos para a extração de água em suas jurisdições foram devidamente observados (GARRICK, SIEBENTRITT, et al., 2009).

Já no que diz respeito às retiradas e ao consumo previstos nos direitos de acesso à água e alocações, compete às autoridades estaduais (e operadores de infraestrutura) monitorar o uso de água e, quando necessário, aplicar penalidades para eventuais descumprimentos (GARRICK, SIEBENTRITT, et al., 2009). Tal arranjo é definido na National Water Initiative de 2004 (COAG, 2004).

A Iniciativa também requer que práticas de contabilização dos recursos hídricos sejam desenvolvidas com o intuito de garantir que sistemas de “mensuração, monitoramento, e sistemas para a declaração de informações estejam disponíveis em todas as jurisdições, para aumentar a confiança de usuários e investidores sobre a quantidade de água sendo transacionada, extraída para usos consuntivos e recuperadas e geridas para fins ambientais, bem como para outras aplicações para benefício público” (traduzido de COAG, 2004, parágrafo 80). Assim, anualmente, cada estado é responsável por monitorar e reportar para a MDBA, para cada rio em sua jurisdição:

- ❖ As extrações e alterações feitas no corpo d'água;
- ❖ Os direitos de acesso à água, as alocações anuais anunciadas e eventuais declarações autorizando o uso de água de sistemas não regulados; e
- ❖ As transações de direitos de acesso à água dentro, para ou a partir da jurisdição naquele ano (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2015, Schedule 1).

Ainda que existam eventuais lacunas no que tange ao monitoramento das águas da MDB, Cox e Higgins (2012), em auditoria realizada para a MDBA, constataram que os estados da Bacia possuíam condições confiáveis para medir e acompanhar o uso de água, tanto para fins urbanos quanto para irrigação.

De fato, eventuais discrepâncias entre o consumo de água realizado pelos usuários e os volumes previstos nas alocações anuais tendem a ser pequenas e desconsideradas. Em particular, o acompanhamento junto aos maiores consumidores é facilitado pela disponibilidade de informações históricas de produção e até mesmo imagens de satélite (que permitem a identificação de alguma irregularidade) (SOUZA, 2016).

Similarmente, a concessão de licenças de uso da água por vezes requer a instalação de hidrômetros, como nas ocasiões em que a água é diretamente desviada dos rios. No caso dos operadores de infraestrutura para irrigação a mensuração do consumo já ocorre naturalmente e no nível de cada fazenda⁸² (MCLEOD e FORD, 2016). No limite, a MDBA possui o poder de visitar as propriedades e conferir se a água está sendo utilizada nos volumes e condições previstas nos direitos e nas licenças.

No que tange ao mercado de água, a busca por coerência na forma com que a água é monitorada em diversas jurisdições é importante para que os usuários de água possam tomar as decisões sobre se e como utilizar seus direitos, comprar direitos adicionais ou vendê-los com base na melhor informação possível (WATER ACCOUNTING STANDARDS BOARD, 2014).

Desde o Water Act de 2007, o Bureau of Meteorology (BoM) da Austrália passou a cumprir função importante para a padronização na coleta e divulgação de informações e, consequentemente, no monitoramento das condições hídricas no país.

Por fim, os próprios usuários têm um incentivo para “fiscalizar” o mercado, dado que se alguém compra alocações de, por exemplo, 10 ML em determinado ano ele irá demandar receber integralmente esses 10 ML. Tal incentivo existe, ainda que formalmente o usuário não seja dotado de poderes para fazê-lo.

Disponibilidade de informações

A falta de transparência com relação às informações de mercado, como quantidades transacionadas, preços de fechamento ou a própria existência de produtos (financeiros) relacionados aos direitos de água, é certamente vista com um entrave para o desenvolvimento de mercados de água, pois pode inibir trocas ou aumentar custos de transação (ACCC, 2010; MDBA, 2010; DEBAERE, RICHTER, et al., 2014).

⁸² Nesses casos, o agricultor solicita a entrega de determinado volume de água ao operador da infraestrutura e as bombas que fazem com que a água chegue à propriedade possuem hidrômetro; em alguns casos, com a mensuração e reporte da informação ocorrendo em tempo real (SOUZA, 2016).

Por esse motivo, o guia para elaboração do Basin Plan mencionou explicitamente o cuidado com o formato, a acurácia, a clareza de informações bem como a tempestividade de sua divulgação, listando alguns tipos de informação que devem ser tornadas públicas: características dos direitos de acesso à água; regras e processos do comércio de água; preços e anúncios de políticas (MDBA, 2010).

No que diz respeito às informações de mercado, o Basin Plan exige que cada unidade (territorial) que possui um SDL deve manter um registro, que apoie a contabilização (débito, crédito e saldo) de direitos, visando assegurar que os limites sejam cumpridos. As autoridades (estaduais) responsáveis pela aprovação de transações devem reportar quaisquer informações sobre quantidades e preços para o Bureau of Meteorology (BoM), a fim de facilitar a consolidação de informações no National Water Market System (MDBA, 2010).

Esse Sistema foi concebido em 2014 pelo governo nacional, em cooperação com os estados, com o objetivo de consolidar todas as informações do mercado de direitos de água, mas sua implementação tem sido lenta e inconsistente (GRAFTON e HORNE, 2014). De fato, até hoje se notam valores muito díspares ou mesmo zerados nas bases de dados disponíveis⁸³.

7.5 Considerações Gerais, Resultados e Lições Aprendidas

A maturidade e o escopo do mercado de água na bacia de Murray-Darling já permitem observar alguns resultados acerca dos ganhos obtidos e, eventualmente, sobre possíveis áreas para melhorias ou reavaliações.

Em primeiro lugar, é interessante mencionar que à medida que o plano da bacia (Basin Plan) vai tomando força, a separação dos direitos de água (da terra e depois em direitos de acesso, alocações, direitos de entrega e outros) torna-se mais ampla e, como consequência, transações não devem mais ser limitadas ou impedidas com base nos volumes e usos praticados por cada usuário. Eventuais impactos sobre o meio ambiente e terceiros são, assim, tratados quando usuários buscam a obtenção de licenças para o uso da água, no nível local (GRAFTON e HORNE, 2014).

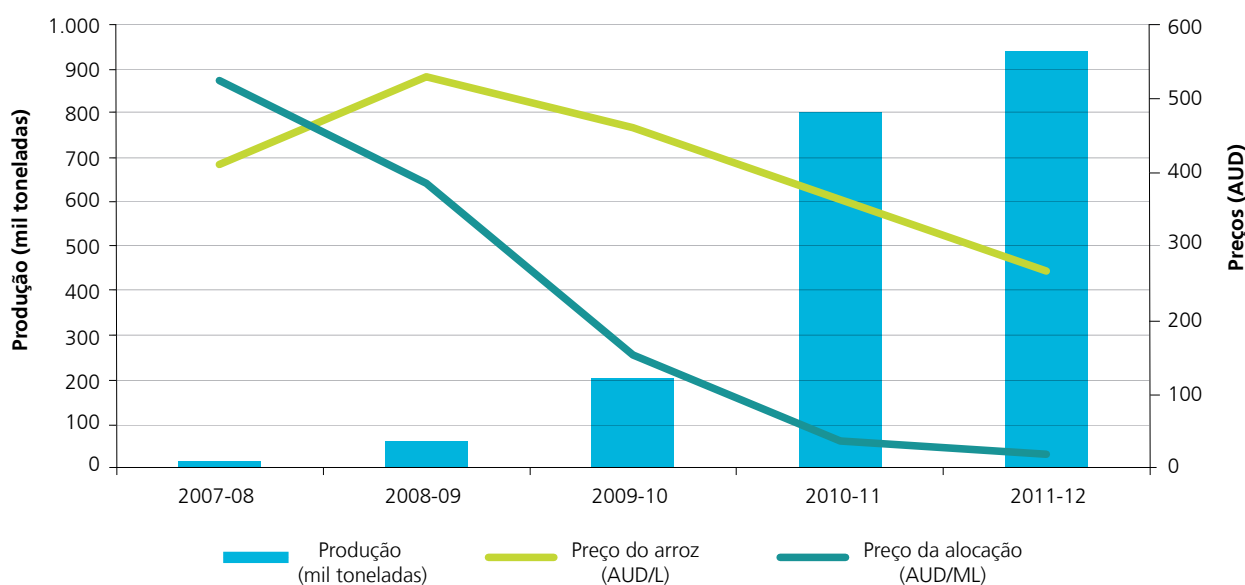
Ashton, Oliver e Formosa (2011) propõem que os efeitos que podem ser observados são aqueles diretamente relacionados a respostas por parte dos usuários, por exemplo, com a possibilidade de transacionar direitos e alocações de água beneficiando os agricultores ao lhes conferir maior flexibilidade para lidar com períodos secos. Com efeito, é possível notar que esses usuários se beneficiaram do mercado ao poder gerenciar melhor os riscos de suas operações, bem como os fluxos de dinheiro e, consequentemente, suas dívidas (BENNETT, 2015; WHEELER, LOCH, et al., 2014).

Por exemplo, durante a Millenium Drought a produção de arroz caiu consideravelmente devido às baixas alocações anuais de água e às estratégias adotadas pelos produtores para lidar com o período seco (MDBA, 2010). Nesse período, aqueles fazendeiros localizados nas principais regiões produtoras, os vales do Murray e do Murrumbidgee, receberam pouca ou nenhuma alocação a partir de seus direitos de acesso água (NATIONAL WATER COMMISSION, 2014a).

83 Bases consultadas disponíveis em: <http://www.nationalwatermarket.gov.au/water-market-reports/download-data.html>.

No entanto, os produtores da região passaram a entender que se o preço das alocações de água ultrapassar AUD 150-200/ML é preferível vender alocações a plantar arroz, conforme demonstrado na **Figura 7.4** (eixo da direita). Isto é, a produção de arroz só voltou a crescer consideravelmente em 2010-11, à medida que o preço das alocações caía.

Figura 7.4 - Produção e preços do arroz e preços de alocações anuais de água no vale do Murrumbidgee



Fonte: National Water Commission (2013).

Resultado mais importante diz respeito ao volume de participação dos usuários de água no mercado. Nesse sentido, pesquisas realizadas com os fazendeiros da região observaram uma maior aceitação às transações envolvendo alocações de água em relação à compra e venda de direitos de acesso⁸⁴ (BJORN LUND, WHEELER e CHEESMAN, 2011 apud GRAFTON, HORNE e WHEELER, 2015).

Um maior grau de aceitação é refletido, por exemplo, ao notar que no ano fiscal de 2010-11 dos fazendeiros dos estados de New South Wales, Victoria e South Australia 86%, 77% e 63%, respectivamente, tinham se envolvido em ao menos uma transação, seja de alocações ou direitos de acesso (WHEELER, LOCH, et al., 2014).

Principais objeções iniciais dos usuários frente às reformas realizadas e ao Basin Plan não eram com relação à possibilidade de comprar e vender direitos de acesso e alocação de água, mas sim ao fato de que não se permitiria aumentar o consumo/extração de água na bacia. Posto de outra forma, aqueles grupos inicialmente insatisfeitos se opunham ao “cap” e não ao “trade” (MCLEOD e FORD, 2016).

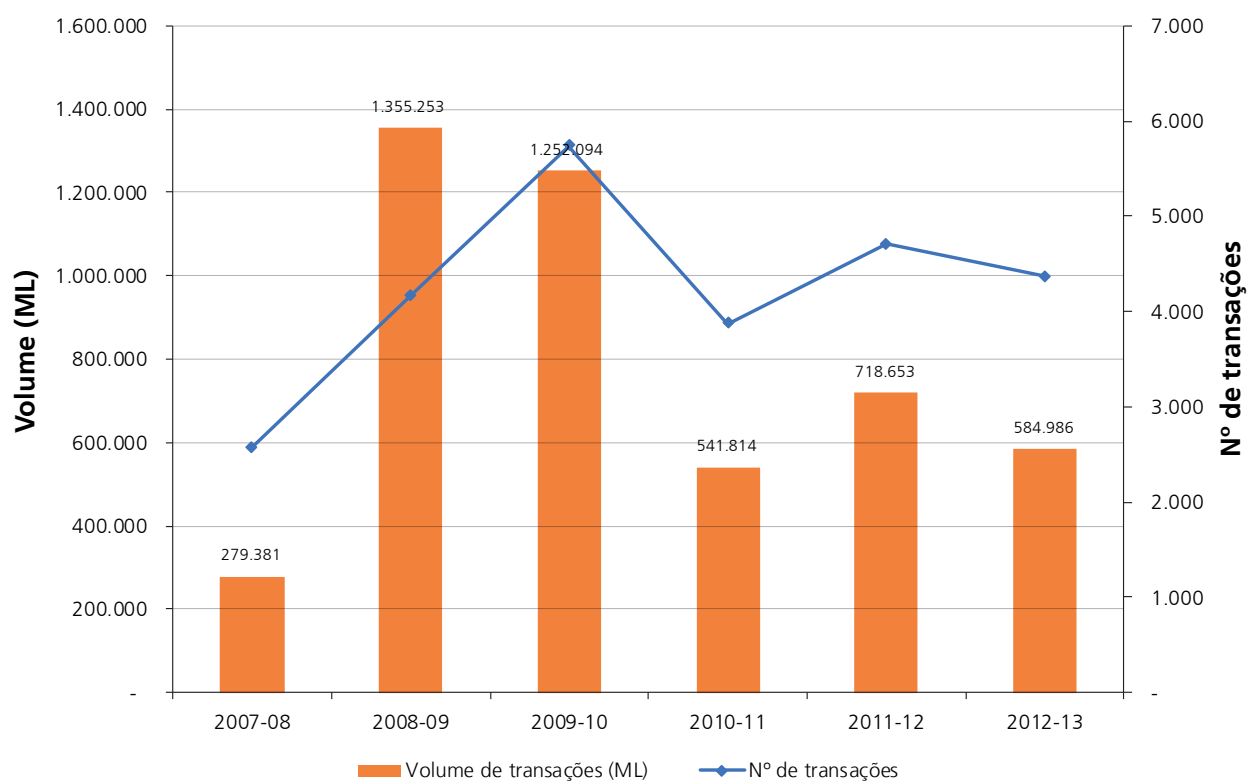
Com efeito, a participação dos agentes no mercado tem resultado em um número sólido de transações de **direitos de acesso** à água desde a “Millennium Drought” (**Figura 7.5**) e tem levado a uma proporção cada vez maior de **alocações** sendo transacionadas, mesmo em épocas com mais chuvas, conforme disposto na **Tabela 7.4**. A compra e venda de alocações tem se tornado importante ferramenta para que os usuários aperfeiçoem seu uso de água em quaisquer cenários de disponibilidade hídrica

⁸⁴ Conforme sugerido por Zetland (2014), tal fato pode ser explicado por uma maior facilidade dos usuários em estimar o valor da água no curto e médio prazo.

Tabela 7.4 - Alocações transacionadas na MDB (volume e % do total)

	Volume de alocações anunciado (ML)	Alocações transacionadas (ML)	Alocações transacionadas (% do total)
2001-02	10.835	913	8,43
2002-03	6.805	1.103	16,21
2003-04	7.867	983	12,50
2004-05	7.861	831	10,57
2005-06	8.814	872	9,89
2006-07	4.626	716	15,48
2007-08	3.164	952	30,09
2008-09	4.504	1.304	28,95
2009-10	5.987	1.652	27,59
2010-11	8.074	2.701	33,45
2011-12	8.339	3.161	37,91
2012-13	7.698	5.478	71,16

Fonte: National Water Commission (2014a).

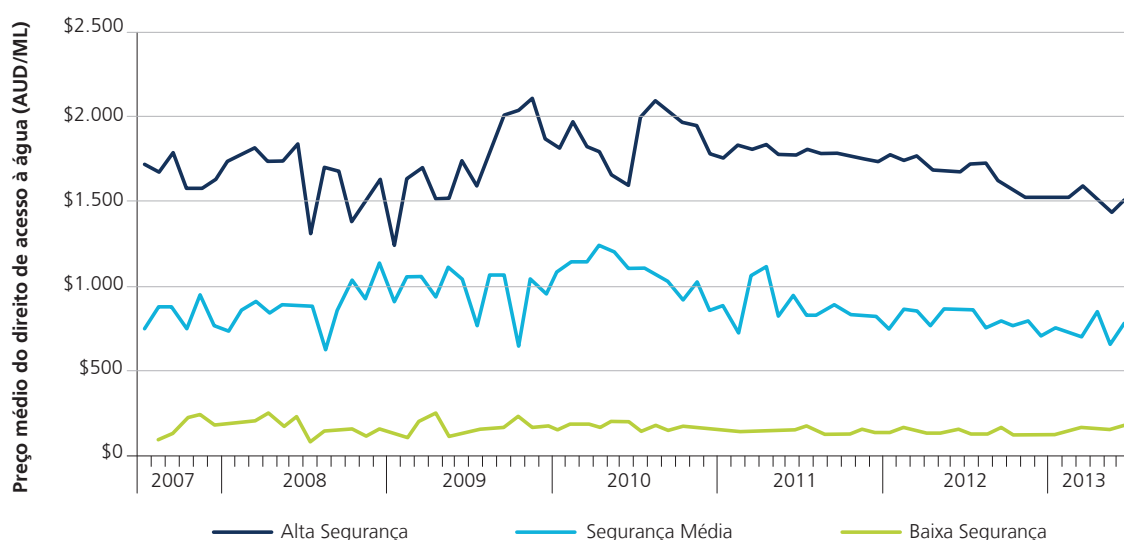
Figura 7.5 - Número e volume de transações de direitos de acesso à água na MDB

Fonte: elaborado pelos autores a partir de National Water Commission (2014a).

Preços, impactos sobre a economia e o meio ambiente

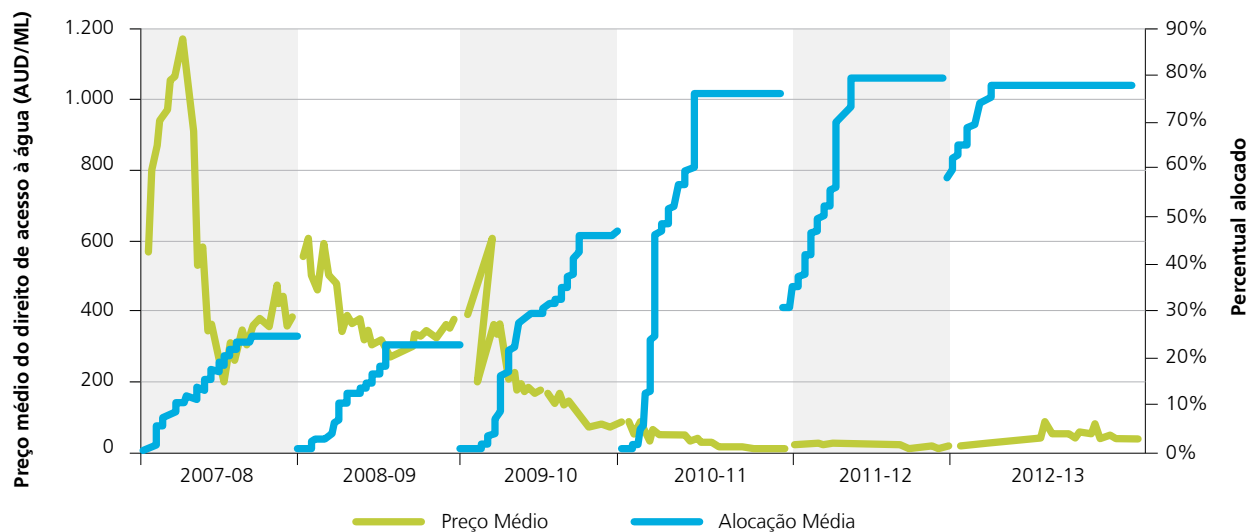
Os preços praticados, em particular para as alocações, naturalmente possuem relação inversa à disponibilidade de água. As tendências dos preços de direitos de acesso à água e das alocações são apresentados na **Figura 7.6** (direitos de acesso) e **Figura 7.7** (alocações). Para os direitos de acesso, é possível notar que os preços vêm se tornando cada vez menos propensos a grandes oscilações e, como esperado, quanto maior a segurança do direito, maior o preço médio praticado.

Figura 7.6 - Preço médio das transações de direitos de acesso à água (entitlements) na MDB (2007-08 a 2012-13)



Fonte: National Water Commission (2014a).

Figura 7.7 - Nível e preços médios das alocações na MDB (2007-08 a 2012-13)



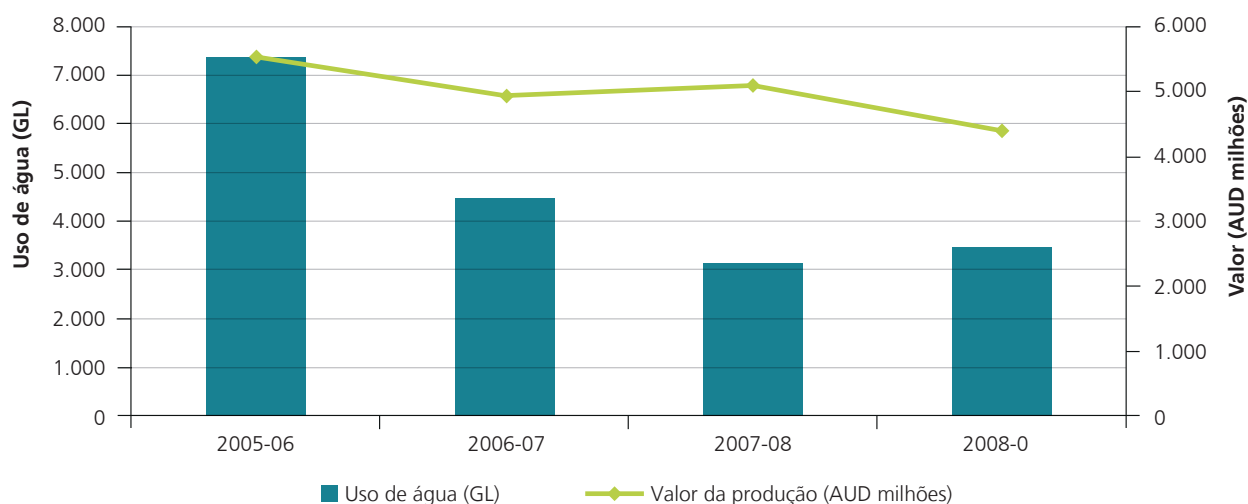
Fonte: National Water Commission (2014a)

Já no caso das alocações, os altos preços registrados no início de 2007-08 são reflexo das condições hídricas precárias, decorrentes da “Millennium Drought”, mas também da pouca prática dos usuários com o mercado até então, que resultou em demanda excessiva logo nos primeiros meses do ano. Já no ano seguinte, apesar de as alocações terem sido inferiores, os preços ainda que mais altos no início da temporada, sofreram menores oscilações.

Mesmo com os preços elevados praticados, particularmente em 2007-08, algumas estimativas dão conta de que o mercado reduziu o impacto econômico da seca em até 50% (CAMPBELL, 2012). O efeito dessas transações na economia da região parece ser mesmo considerável: de acordo com as estimativas da própria National Water Commission (2012), entre 2006-7 e 2010-11 o mercado de água teria aumentado o PIB da MDB em AUD 4,3 bilhões, dos quais AUD 1,05 bilhões somente no ano de escassez mais intenso (2007-08).

O principal benefício do mercado está associado à eficiência alocativa, ao permitir que, especialmente nos momentos de escassez, a água seja empregada por aqueles usos de maior valor. Assim, uma redução da disponibilidade e, conseqüentemente, do consumo de água está associada a uma queda menos do que proporcional do valor da produção (Figura 7.8).

Figura 7.8 - Valor bruto da produção agrícola e uso de água na MDB (2005-06 a 2008-09)



Fonte: National Water Commission (2012)

As transações de água (permanentes e temporárias) também não aparentam ter influenciado os padrões de emprego na região da bacia. É percebido que o mercado de água não tem sido um importante fator para explicar mudanças socioeconômicas na MDB, ao menos com relação às condições econômicas mais gerais e a ocorrência de períodos de intensa escassez (NATIONAL WATER COMMISSION, 2012).

Mensurar os impactos do estabelecimento de limites de extração e consumo e da compra de direitos de acesso sobre os ecossistemas da região é, contudo, tarefa mais complicada (BENNETT, 2015). Há, entretanto, alguma evidência de que as compras de direitos para fins ambientais têm levado a ganhos, por exemplo, ao permitir que o CEWO e outros proprietários desses direitos realoquem a água para aqueles ecossistemas mais afetados em um período de escassez. De fato, o crescimento do volume de água dedicado para fins ambientais tende a afetar cada vez mais a hidrologia da bacia, mas a natureza dos impactos depende do lugar, tempo e quantidade de água disponibilizada.

Lições da experiência na bacia de Murray-Darling

Ainda mais importante do que observar os possíveis impactos econômicos e ambientais do mercado de água na MDB é observar as lições que emergem do processo de construção das políticas e decisões que permitiram o surgimento e crescimento desse mercado. A **Tabela 7.5** categoriza e apresenta algumas das principais lições encontradas a partir da experiência da bacia de Murray-Darling, bem como algumas pré-condições para o estabelecimento de um mercado de água:

Tabela 7.5 - Lições da experiência de Murray-Darling

Lição	Categoria	Descrição
1	Superalocação dos recursos existentes	<ul style="list-style-type: none"> - Secas e crises encorajam a cooperação por reformas nas regras que governam a alocação de água; - Maiores benefícios são observados em locais nos quais os recursos já estejam plenamente alocados (para usos consuntivos).
2	Direitos de água	<ul style="list-style-type: none"> - O estabelecimento de direitos de acesso à água, separados da propriedade da terra, claramente especificados, monitorados e respeitados é pré-requisito essencial para que usuários saibam como podem atuar no mercado e com segurança. - A diversidade de direitos (permanentes e temporários; com diferentes graus de prioridade no atendimento) aumenta as possibilidades de troca e os benefícios do mercado.
3	Abordagem incremental	<ul style="list-style-type: none"> - Mudanças em regras que afetam os sistemas hídricos envolvem atores de diversos níveis e podem ser construídas em várias “ondas” de reformas institucionais. - Participantes do mercado aprendem rapidamente e respondem às regras que estão colocadas; os preços refletem a escassez e as percepções de risco. Excesso de rigidez desde o início do mercado pode limitar tal aprendizado e reduzir os ganhos.
4	Heterogeneidade de usos, demandas e custos	<ul style="list-style-type: none"> - Benefícios serão mais pronunciados quando há grande número de usuários (conectados), com diferentes demandas e níveis de flexibilidade para lidar com eventos de escassez. - Maior adaptação (e ganhos de eficiência) também ocorre quando há diversidade na exposição ao comércio internacional e há alguma variabilidade de condições hídricas entre as regiões e sistemas que compõem o mercado.
5	Governança	<ul style="list-style-type: none"> - Fundamental estabelecer arranjos regulatórios e governança que sejam claros e sólidos. - Designação de uma autoridade (órgão) para coordenar e encorajar o processo de reforma entre diferentes jurisdições: é importante haver apoio em níveis mais altos do governo para superar interesses locais - Restrições ao comércio (especialmente em caráter discricionário) tendem a ser custosas e produzir consequências negativas não antecipadas. - Conforme o mercado evolui, novos papéis e responsabilidades podem surgir e devem ser cuidadosamente designados para evitar conflitos de interesse.

Continua

Continuação

6	Flexibilidade	<ul style="list-style-type: none"> - Necessário construir instituições que sejam flexíveis e possam ser adaptadas para incorporar mudanças futuras (caso seja necessário). - Mesmo que tenha algumas características universais, o mercado de água precisa reconhecer as características e histórico distintos das diferentes regiões que o compõem.
7	Demanda por reformas	<ul style="list-style-type: none"> - Medidas são mais facilmente implementadas quando existe pressão por mudanças por parte dos usuários; em geral, indivíduos encontram em eventos de escassez uma forte motivação. - Um estado ou território também pode atuar como “agitador” e demandar alterações nas regras em uso.
8	Monitoramento e disponibilidade de informações	<ul style="list-style-type: none"> - Políticas efetivas necessitam de informações de qualidade sobre questões hidrológicas, ambientais e socioeconômicas. - Os benefícios associados aos mercados serão tão maiores quanto mais disponibilidade houver de informações relativas à disposição a pagar ou receber pela venda da água entre os diversos usuários. - Importante estabelecer métodos para a contabilização e mensuração da extração e uso da água, a fim de assegurar que os limites estabelecidos estão sendo respeitados.
9	Gestão integrada	<ul style="list-style-type: none"> - Instrumentos de mercado são capazes de conciliar objetivos de eficiência alocativa, segurança ambiental e equidade.
Fonte: elaboração própria com base em Wheeler (2014), National Water Commission (2011b) e Grafton e Horne (2014)		

Com relação à relevância dessas lições, a clara separação dos direitos de propriedade da terra e dos direitos de água aparece como condição fundamental para o surgimento e crescimento do mercado na MDB e representou uma mudança de paradigma na relação dos usuários com os recursos hídricos, bem como a sequente separação dos direitos em direitos de acesso e alocações (BENNET, 2016).

Outra importante lição, confirmada pelo caso australiano é a de que os irrigadores valorizam a possibilidade de escolha. Por exemplo, alguns fazendeiros com culturas e demandas hídricas semelhantes optaram por estratégias bastante variadas no que diz respeito à retenção, compra ou venda de seus direitos de acesso à água e alocações anuais (NATIONAL WATER COMMISSION, 2012). A expansão do leque de escolhas para os usuários, de fato, é objetivo direto ou indireto para o estabelecimento (ou remoção) de diversas regras que governam o mercado.

Já no que diz respeito à participação dos usuários no processo de tomada de decisão tanto na construção do Murray-Darling Basin Plan, quanto em outros casos envolvendo decisões sobre alocação de água na Austrália, o processo de consulta às partes interessadas foi visto mais como uma medida protocolar do que uma iniciativa genuína de buscar soluções ponderadas (SMAJGL, LEITCH e LYNAM, 2009).

Assim, outra lição do processo vivido pelos gestores e usuários da MDB é que a consulta e o envolvimento das partes interessadas nas mudanças das regras deve ser transparente e ter início o mais cedo possível, mantendo abertos os canais de comunicação para redução de eventuais entendimentos equivocados que possam comprometer o funcionamento do mercado (WHEELER, 2014). Eventuais oposições restantes foram diminuindo à medida que o mercado crescia e os indivíduos passaram a enxergar o aumento de oportunidades para gerir suas demandas hídricas (MCLEOD e FORD, 2016).

Finalmente, a implementação do mercado de água na MDB (e na Austrália como um todo) ocorreu de forma gradual e a partir de um compromisso claro e de longo prazo assumido por governos estaduais e nacional. Eventuais ajustes às regras, então, vem sendo realizados ao longo do tempo conforme novas informações são coletadas e o comportamento dos usuários é observado sob diferentes cenários (MCLEOD e FORD, 2016).

8 Estudo de Caso: Estados Unidos da América

Os Estados Unidos da América apresentam consideráveis diferenças climáticas e topográficas entre suas porções leste e oeste. A parte mais ocidental do país é bastante montanhosa e com baixa precipitação, ao passo que a parcela mais oriental possui menos montanhas e mais chuvas, além de solos de melhor qualidade (WRCC, 1994).

As bacias hidrográficas na porção Oeste do país se encontram mais sujeitas a situações de escassez hídrica, tanto pelos motivos climáticos, quanto pela alocação dos recursos de seus rios em excesso de suas capacidades. Um exemplo que ilustra bem essa situação é o da bacia do Rio Colorado, que possui papel relevante na oferta de água para sete estados americanos⁸⁵ (e também para o México) (SQUILLACE, 2013).

Igual ao observado no caso do Rio Colorado, praticamente toda a água dos rios no Oeste americano já está alocada para algum tipo de uso. Em alguns casos ela está superalocada, isto é, existem mais direitos de uso do recurso do que há disponibilidade hídrica para atendê-los (CULP, GLENNON e LIBECAP, 2014). Tendo em vista esse cenário, a presente seção direcionou suas atenções para iniciativas que utilizem IEs (mercados e bancos de água) no semiárido Oeste dos Estados Unidos.

Os mercados/bancos de água no Oeste americano são segmentados, comumente limitados a pequenas regiões de determinado estado, conforme apresentado nas iniciativas analisadas a seguir: o Banco de Água do Arizona; o Projeto Colorado Big-Thompson; e transações de direitos de água na Califórnia, com destaque para o acordo entre Palo Verde Irrigation District e Metropolitan Water District (Programa PVID/MWD).

Devido à diversidade nos regimes de governança hídrica no país, os EUA nunca promulgaram uma lei nacional de águas (LANTZ, BOURGET e MANOUS, 2014), ainda que o governo federal possua alguma influência e atuação no tema (**Quadro 8.1**). Assim, é importante ressaltar que a região Oeste do país apresenta um sistema de alocação de água particular (e distinto do restante dos EUA), qual seja: o **regime de apropriação prévia** (SINGLETERRY, 2015).

⁸⁵ Colorado, Utah, Arizona, Nevada, Califórnia, Wyoming e Novo México.

Quadro 8.1 - Participação do governo federal na gestão dos recursos hídricos no Oeste americano

Os estados mantêm o poder de regular e gerir a extração e uso de água em seus territórios e, como jurisdições soberanas, desenvolveram suas próprias leis de água. Entretanto, um órgão federal, o Bureau of Reclamation (BoR), teve papel de liderança nos esforços para reformar a gestão de água nos estados do Oeste americano, em particular ao direcionar os estados para a compreensão da importância de lidar com: o descasamento entre demanda e oferta hídrica; as incertezas associadas às mudanças climáticas; danos ambientais passados; e a necessidade de se adaptar aos riscos de eventos de escassez.

O Bureau é uma agência federal sob o Departamento de Interior americano que se tornou o maior “fornecedor” de água no país, operando 337 reservatórios, atendendo mais de 31 milhões de pessoas por ano. A ampla rede de reservatórios e canais geridas pelo BoR também o torna um ator relevante para quaisquer discussões sobre como tornar mais fáceis (e ágeis) as transações em mercados de água no país.

Cabe mencionar também a relevância dos distritos de água na gestão de recursos hídricos nos estados americanos. Tais distritos normalmente são subdivisões políticas dos estados, tendo poder para cobrar impostos e determinar regras para distribuição de água dentro de suas fronteiras. Ademais, os conselhos de administração desses distritos têm poder de veto quanto a transferências para fora do distrito e, em alguns casos, mesmo entre usuários do mesmo distrito.

Essas instituições, no entanto, variam consideravelmente em suas estruturas de governança, membros, poder e autoridade para tomar decisões, e no tratamento dos direitos de uso de água. Por exemplo, podem ser distritos de irrigação, empresas que operam canais e reservatórios comuns, distritos de conservação hídrica, distritos municipais de água e companhias de abastecimento. O BoR, de fato, celebra contratos com e entrega água para esses distritos que, por sua vez, a distribuem para os usuários finais.

Fontes: Libecap (2010); Culp, Glennon & Libecap (2014); Lantz, Bourget e Manous (2014); Singleterry (2015); Bureau of Reclamation (2016a).

Enquadramento legal da água no Oeste americano: a doutrina de apropriação prévia

Direitos de apropriação prévia podem ser considerados como direitos de usufruto, ou um direito a usar a água, que surgiram devido à necessidade, em um clima semiárido, de transportar a água dos rios para pontos remotos (CAREY e SUNDING, 2001; HOWE, 2011).

No restante dos EUA, a doutrina que regula a alocação de água é a dos direitos ripários, que atrela a propriedade da terra à propriedade da água.

Esses direitos podem ser considerados como usufrutuários porque os estados são os proprietários do recurso (em nome de seus cidadãos), cujo uso é concedido para os indivíduos desde que eles se comprometam a utilizar a água de forma benéfica e razoável, definições essas que variam de estado para estado (GOULD, 1995, p. 94 apud GRAFTON, LANDRY, et al., 2010).

Os direitos de apropriação prévia estabelecem claramente a ordem de atendimento entre os diferentes usuários, além de separar as propriedades da terra e da água. Aqueles direitos mais antigos, isto é, dos primeiros indivíduos a “desviar” a água de um rio e aplicá-la de forma benéfica possuem prioridade de atendimento (CAREY e SUNDING, 2001; LANTZ, BOURGET e MANOUS, 2014).

Essa ordem de prioridades é também conhecida como “first in time, first in right” (em tradução literal, “primeiro em tempo, primeiro em direito”), em que a primeira pessoa, cronologicamente, a solicitar o direito de usar água, possui senioridade sobre os demais usuários, que possuem direitos inferiores (“junior rights”) em ordem descendente de acordo com sua data de reivindicação (LANTZ, BOURGET e MANOUS, 2014).

Na maioria dos estados do Oeste americano os usuários são, teoricamente, livres para transacionar seus direitos. Legislações estaduais, de fato, desde muito⁸⁶ reconhecem direitos de apropriação prévia como direitos que podem ser vendidos e comprados (HOWE, 2011). Na prática, todavia, transações são complicadas por uma série de procedimentos regulatórios e burocráticos que fazem com que a compra e venda de direitos de água na região seja bastante difícil (CULP, GLENNON e LIBECAP, 2014), exceto em alguns casos particulares (objetos de estudo das seções seguintes).

Em primeiro lugar, no regime de apropriação prévia existe uma interdependência vital entre os usuários que retiram água de um mesmo rio, porém com diferentes graus de prioridade de atendimento. Uma vez que considerável parcela da água originalmente desviada por um usuário acaba retornando ao rio ou percolando para os aquíferos⁸⁷, ela fica disponível para os demais usuários (LIBECAP, 2010).

Particularmente em períodos de seca, nos quais somente aqueles direitos mais antigos são atendidos, os demais usuários dependem integralmente desses fluxos de retorno da água para satisfazer suas demandas (LIBECAP, 2010). Tais fluxos, uma vez retornados ao rio, podem ser apropriados por usuários à jusante (CAREY e SUNDING, 2001).

Por esse motivo, diversos estados possuem leis que buscam proteger os usuários a jusante de mudanças nos padrões de uso de água em regiões a montante e de seus impactos sobre os fluxos de retorno. As partes que se julgam prejudicadas por alguma alteração advinda de uma transação de um direito de uso podem buscar proteção judicial, impedindo a transação ou requisitando compensação (CAREY e SUNDING, 2001).

A intenção de minimizar impactos sobre terceiros fez com que diversos estados implementassem procedimentos administrativos que devem ser obedecidos e cumpridos **antes** de uma transferência ser realizada. Tais procedimentos são comumente referidos como “no injury rules” (em tradução literal, “regras de não prejuízo”), dado que tendem a permitir transferências somente nos casos em que outros usuários não são afetados (LIBECAP, 2010).

Regras de não prejuízo, conforme estabelecidas atualmente, impõem custos de transação excessivos sobre aqueles usuários interessados em comprar ou vender água, em particular na forma de pareceres de especialistas e custas legais, mas também ao aumentar a incerteza e o tempo associados a qualquer transação (SQUILLACE, 2013). Tais custos contribuem para que os mercados de água na região sejam pouco desenvolvidos. Ainda outras regras (doutrinas) por vezes adotadas pelos estados também limitam ou dificultam a capacidade dos usuários de água de transacionar seus direitos, conforme apresentado na **Tabela 8.1**.

86 No estado do Colorado, por exemplo, tal reconhecimento remonta a 1886 (HOWE, 2011).

87 Até metade da água desviada pode retornar ao rio ou aquíferos (LIBECAP, 2010).

Tabela 8.1 - Doutrinas que impedem a transferência de direitos de água

Nome da Norma ou Doutrina	Descrição	Efeitos Práticos
Doutrina "Appurtenancy"	Associa a propriedade dos direitos de água à propriedade da terra	Cria importantes barreiras ao comércio, pois, em geral, torna necessário seguir procedimentos específicos para alteração de local e uso da água.
Regra de não prejuízo aos terceiros/proprietários de direitos juniores ("no injury" rule)	Autoriza a transferência de águas superficiais apenas se o proprietário dos direitos comprovar que a transferência não causará prejuízo a outros usuários	Aumenta significativamente os custos de transação, prolonga o processo de transferência e gera incerteza quanto ao escopo dos direitos.
Doutrina anti-especulação	Exige que o solicitante indique precisamente o novo local, a finalidade e o uso a que será destinada a água transferida, a fim de assegurar que não será para fins especulativos.	Aumenta os custos de transação das trocas.
Doutrina de uso benéfico (provisão "use-it or lose-it").	Exige que toda a água seja destinada a algum uso. Caso a água não seja utilizada, ela é considerada "abandonada" ou "perdida".	A doutrina incentiva os usuários a utilizar a água independentemente da necessidade, do grau de eficiência ou potenciais consequências de médio e longo prazo, a fim de evitar a perda permanente dos direitos.
Doutrina da água recuperada (provisões sobre os fluxos de retorno)	Proíbe que usuários de água se beneficiem do volume de água conservada, pois outros usuários seniores farão uso dessa água conservada.	Encoraja o uso excessivo de água, pois não permite que aqueles que adotam práticas mais eficientes se apropriem dos resultados, seja pelo uso, aluguel ou venda da água conservada.

Fonte: adaptado de Culp, Glennon e Libecap (2014).

Todas essas doutrinas, aplicadas de forma variada pelos estados e, por vezes, mesmo dentro de um único estado, fazem com que os direitos de água no Oeste americano não sejam homogêneos, dificultando consideravelmente o desenvolvimento dos mercados de água (SQUILLACE, 2013).

Os estados também se encontram comumente pressionados por grupos internos para que a água de determinado rio não deixe suas fronteiras e, assim, adotam regras que limitam ou efetivamente impedem a venda de direitos para usuários de outros estados (CULP, GLENNON e LIBECAP, 2014). Existem, no entanto, ocasiões em que transações de direitos de água vêm sendo realizadas em determinados contextos. Essas instâncias e suas características únicas são exploradas a seguir.

8.1 Projeto Colorado Big-Thompson (C-BT Project)

O estado do Colorado é dividido em duas regiões bastante distintas de acordo com seus perfis climáticos e hidrológicos. A porção oriental do estado, a leste das Rocky Mountains (As Montanhas Rochosas)⁸⁸, possui pouca precipitação ao passo que a parcela a oeste das montanhas possui chuvas e neve em maior volume e, portanto, maior disponibilidade hídrica (HOWE, 2011).

Enquanto as montanhas são relativamente abundantes em recursos hídricos, com precipitação média anual acima de 25 polegadas (635 mm), e contendo a cabeceira de quatro rios importantes, a topografia do estado limita a quantidade de água disponível no lado leste da Continental Divide (CWCB, 2011).

Assim, para que os recursos hídricos mais abundantes de um lado das montanhas pudessem ser utilizados no lado leste do estado, o Projeto Colorado-Big Thompson foi construído entre 1938 e 1957 (**Quadro 8.2**). O C-BT é o maior projeto de desvio de água através de montanhas no Colorado e atende mais de 30 cidades, entregando água suplementar para cerca de 860 mil pessoas e 650 mil acres de campos agrícolas irrigados (HOWE, 2011; NCWCD, 2013) (**Quadro 8.3**).

Números gerais do Projeto Colorado Big-Thompson:

- 12 reservatórios;
- 56 km de túneis;
- 153 km de canais;
- 6 usinas hidrelétricas;
- 1.127 km de linhas de transmissão;
- Mais de 247 GL de água coletados e desviados anualmente.

Fonte: NCWCD (2016c).

A partir desse projeto, administrado pelo Northern Colorado Water Conservancy District (NCWCD), a região norte do estado do Colorado passou a contar com instituições que possibilitaram a emergência de um dos mercados mais longevos e maduros de cotas de água nos EUA (GRIFFIN, 2006). Esse mercado possui uma estrutura clara de um sistema de permissões comercializáveis (cap-and-trade) e é o mais ativo do país em termos de números de transferências (LIBECAP, 2010). Por exemplo, entre 2007 e 2009, no Oeste americano foram registradas 353 transações permanentes de direitos de uso de água, das quais 61% envolveram unidades do mercado do C-BT (SQUILLACE, 2013).

As primeiras entregas de água do C-BT começaram em 1947, embora o projeto só tenha sido efetivamente concluído em 1957. O volume desviado é limitado pelos direitos de água do Rio Colorado adquiridos para o Projeto, sendo, portanto, de no máximo 382 GL por ano⁸⁹ (NCWCD, 2013; DEBAERE, RICHTER, et al., 2014). Na prática, contudo, as entregas anuais são inferiores, de acordo com o volume de água disponível nos reservatórios (ver abaixo).

⁸⁸ As Rocky Mountains (Montanhas Rochosas) são uma cadeia de montanhas no Oeste da América do Norte, se estendendo por cerca de 3.000 milhas (4.800 Km) desde o estado do Novo México (nos Estados Unidos) até a província de Colúmbia Britânica (no Canadá). A Continental Divide (das Américas) passa pelas Rocky Mountains. (WORLDATLAS, 2016)

⁸⁹ 310 mil acres-pé.

Quadro 8.2 - Origens do Projeto C-BT e do NCWCD

Ainda que a ideia tenha surgido no nível estadual, os gestores de água no estado do Colorado compreendiam que o desvio de água pelas montanhas necessitaria de suporte federal. Para tanto, era preciso designar uma organização como representante dos usuários de água da região e, assim, em 1937 o legislativo do estado aprovou o Water Conservancy District Act.

O Ato estabelece as bases para a criação de distritos de água no Colorado, inclusive lhes concedendo os direitos de coletar impostos e celebrar contratos com o governo federal. Dois meses depois, o Northern Colorado Water Conservancy District foi criado e se tornou o responsável por garantir o pagamento dos custos do projeto C-BT, negociar soluções de potenciais conflitos e alocar a água entre os diversos usuários. A missão do NCWCD é a de “prover a gestão dos recursos hídricos, projetar as operações e serviços de conservação para os beneficiários do Projeto C-BT”. Para tanto, o distrito opera como um administrador (trustee) dos direitos de água dos usuários em seu distrito e busca maximizar o uso benéfico do recurso no distrito.

Os custos da construção do projeto foram inicialmente arcados pelo BoR, conforme contrato assinado pelo NCWCD. Dentre as cláusulas do contrato, as partes estipularam, por exemplo, que receitas advindas da operação de usinas hidrelétricas deveriam ser integralmente convertidas para o ressarcimento do Bureau.

A parcela dos custos coberta pelo NCWCD não deveria ultrapassar USD 25 milhões, a serem pagos em até 40 anos e sem juros. Tal arranjo acabou sendo vantajoso para o Distrito, dado que os custos finais foram muito superiores (as estimativas à época da assinatura do contrato eram da ordem de USD 44 milhões, os custos finais foram de USD 164 milhões). Em 2006, o Congresso dos Estados Unidos adotou uma resolução reconhecendo que as responsabilidades do NCWCD com relação ao pagamento do Projeto junto ao BoR haviam sido totalmente cumpridas.

Fontes: Howe (1986); Autobee (1996); Carey e Sunding (2001); Howe (2011); Squillace (2013); Mayberry (2015); NCWCD (2015b).

Quadro 8.3 - Usos de água no Colorado e no NCWCD

O principal setor usuário dos recursos hídricos tanto no estado como na região do NCWCD é a agricultura, com mais de 80% das extrações e consumo de água. Embora elevado, esse número é inferior aos 97% de uso para fins agrícolas no ano de inauguração (plena) do projeto C-BT, 1957. De fato, ainda que responsável pela maior parte do consumo hídrico na região, a agricultura não é, atualmente, o principal fator aumentando a demanda por recursos hídricos. Esse papel cabe ao crescimento populacional especialmente nas áreas urbanas.

O número de habitantes no Colorado saltou de aproximadamente 4 milhões para cerca de 5,5 milhões. Tal crescimento é especialmente acentuado nas regiões mais secas, com a população do nordeste do estado crescendo a uma taxa de 1,9% ao ano e mais de 80% dos habitantes residindo leste da Continental Divide. Das águas especificamente advindas do C-BT, atualmente, entre um terço e metade do total desviado a cada ano é destinado a usos domésticos e industriais.

Fontes: Howe (2011); NCWCD (2013); Mayberry (2015).

Impacto sobre terceiros e o tratamento de águas estrangeiras

As leis do Colorado protegem os usuários a jusante dos efeitos de mudanças nos padrões de uso de água, atribuindo aos usuários a montante a responsabilidade por eventuais danos e impactos sobre terceiros. No entanto, as águas do Projeto C-BT não estão sujeitas às mesmas regras de fluxos de retorno e de não prejuízo observadas no resto do estado (CAREY e SUNDING, 2001).

Isso decorre do tratamento diferente conferido à água importada de outra bacia hidrologicamente independente (chamadas de “águas estrangeiras”). Nesse caso, nenhuma reivindicação sobre os fluxos de retorno, por definição, pode existir antes da importação/desvio da água (HOWE, 2011; SQUILLACE, 2013).

Assim, a água do Projeto C-BT carrega a provisão/tratamento legal de águas estrangeiras e quaisquer fluxos de retorno são considerados propriedade do próprio NCWCD, já que a água desviada pelo projeto era nova na encosta leste das montanhas (CAREY e SUNDING, 2001). Dessa maneira, legalmente, impactos da compra e venda de direitos de água incidem sobre o Distrito e não sobre os usuários⁹⁰.

Esse tratamento dos fluxos de retorno e dos impactos sobre terceiros, inclusive, constam do contrato celebrado entre o NCWCD e o BoR para o pagamento do Projeto, oferece considerável segurança jurídica ao arranjo e reduz drasticamente os custos de transação associados ao mercado de água entre os usuários do Distrito (HOWE, 2011).

O NCWCD optou por não vender direitos sobre fluxos de retorno, assim, ficando livre para aprovar quaisquer transferências sem a necessidade de submetê-las aos procedimentos burocráticos e às cortes estaduais para garantir que a regra de não prejuízo estivesse sendo respeitada (HOWE, 2011).

Posto de outra forma, as transações de água envolvendo os direitos de uso do C-BT podem ocorrer sem a necessidade de levar em consideração as interdependências dos fluxos de retorno, dado que usuários a jusante não possuem base legal para se opor/prevenir a negociação ou exigir compensação (CAREY e SUNDING, 2001). Isso não significa, no entanto, que não existam impactos sobre terceiros, mas somente que aqueles impactos decorrentes do mercado de água são tratados da mesma maneira, por exemplo, que os efeitos associados à mudança de culturas por um irrigador (HOWE, 2011).

Alocação da água do Projeto C-BT: “allotment quotas”

Desde a concepção do Projeto já era esperado que as necessidades relativas dos usuários fossem variar de acordo com o tempo e com as regiões do Distrito; logo, um arranjo flexível era recomendável (CAREY e SUNDING, 2001). Com efeito, os direitos do Rio Colorado adquiridos para o Projeto já contemplavam uma vasta gama de usos possíveis para toda a região atendida pelo NCWCD (SQUILLACE, 2016). Assim, todos os potenciais usuários puderam, desde 1938, voluntariamente submeter aplicações⁹¹ para as unidades do Projeto (HOWE, 2011).

Até 1957, ano de início das operações plenas do Projeto, 2.631 contratos haviam sido firmados entre usuários e o NCWCD, representando 64% da água disponível (CAREY e SUNDING, 2001).

A única restrição para poder adquirir cotas era a necessidade de comprovar que a água advinda do CB-T seria suplementar, isto é, que aquele usuário já possuía uma fonte alternativa de água, porém insuficiente para suas demandas⁹². Tal restrição se deveu à intenção do Projeto de trazer recursos hídricos para complementar a oferta na encosta leste da Continental Divide (CAREY e SUNDING, 2001).

⁹⁰ O motivo inicial para que o NCWCD fosse o proprietário dos fluxos de retorno era o de proteger essa água de eventual intervenção futura do governo federal. A redução dos custos de transação para os usuários no mercado foi uma consequência não planejada (CAREY e SUNDING, 2001).

⁹¹ Para efetivamente receber uma cota do C-BT os usuários também deviam pagar uma taxa de USD 1,50 por acre-pé “adquirido” (USD 1,85/ML) (HOWE, 2011).

⁹² Adicionalmente, o termo “suplementar” implicava que o usuário não poderia colocar novas porções de terra em produção. Ou seja, o objetivo era complementar uma demanda já existente e não o de aumentá-la (CAREY e SUNDING, 2001).

Dessa maneira, cada uma das cotas passou a representar um contrato equivalente nominalmente a um acre-pé de água entre o NCWCD e o usuário, mas anualmente ajustado conforme as projeções de entrega efetiva de água do C-BT, devido às condições dos reservatórios, às expectativas de chuvas e cobertura de neve nas montanhas (DEBAERE, RICHTER, et al., 2014).

Portanto, o Projeto possui um limite para o uso de água que é ajustado ano a ano e cujos ajustes são racionados proporcionalmente entre os proprietários das unidades. Por exemplo, se em determinado ano o montante de água ofertado pelo C-BT for de apenas 70% de seu limite máximo (de 310 mil acres-pé, equivalentes a 382 GL), cada cota passa a equivaler 70% de um acre-pé. A **Tabela 8.2** apresenta as proporções adotadas em cada ano entre 2008 e 2015.

Tabela 8.2 - Declarações de cotas do C-BT (proporção do limite máximo)

Ano	Cota inicial (Novembro)	Cota adicional (Abril)	Cota suplementar (extraordinária)	Cota final	Mês de declaração de cota sup.
2015	50%	+20%		70%	
2014	50%	+10%		60%	
2013	50%	+10%		60%	
2012	50%	+40%	+10%	100%	Maio
2011	50%	+30%		80%	
2010	50%	+30%		80%	
2009	60%	+20%		80%	
2008	60%	+10%	+10%	80%	Julho
Observação: o NCWCD faz ajustes ao longo do ano à medida que as condições hídricas se tornam mais favoráveis. Fonte: NCWCD (2015a).					

Dado que a maioria dos usuários no início do Projeto eram irrigadores, adotou-se o mês de abril como o mês ideal para informar os agricultores sobre a quantidade de água que estaria disponível para a próxima temporada de irrigação (normalmente entre abril e outubro) (NCWCD, 2016a). A partir de 2001, com a mudança no perfil dos usuários na bacia e a necessidade de entrega de água durante o ano inteiro, o Distrito antecipou os anúncios de cotas para o mês de Novembro, permitindo que as transações também aconteçam durante o inverno, realizando ajustes no mês de abril e, eventualmente também em outros meses (NCWCD, 2016a).

O ano hidrológico no NCWCD inicia em 1º de Novembro de um ano e encerra em 31 de Outubro do ano seguinte (NCWCD, 2004).

Assim, os usuários podem comprar/vender e alugar as cotas do Projeto indistintamente de classe de uso e locação. Ou seja, os direitos de água do projeto são homogêneos e facilmente transacionáveis (CAREY e SUNDING, 2001; SQUILLACE, 2013). Quando duas partes decidem negociar uma unidade do C-BT, elas somente precisam submeter uma solicitação para o Distrito para garantir que a água terá um uso benéfico. Municipalidades e companhias de abastecimento urbano, em geral, são isentas desse processo de aprovação. Logo, uma operação de compra e venda é realizada em dois a três meses (CAREY e SUNDING, 2001).

Além das transações de cotas em caráter de longo prazo (permanente), os usuários de água do Distrito podem também celebrar contratos de aluguel (**Quadro 8.4**) e carregar suas cotas para o ano subsequente (**Quadro 8.5**).

Quadro 8.4 - Aluguel de cotas no Projeto C-BT

Se um usuário de água, detentor de cotas do C-BT, possui unidades em excesso de sua demanda hídrica para determinado ano, ele pode não somente vender suas cotas (em caráter permanente), mas também alugá-las para outro usuário no Distrito (logo, em caráter temporário).

Não é possível alugar os direitos de água para alguém fora da região atendida pelo NCWCD, entretanto, é permitido alugar cotas do C-BT para usuários que estejam no distrito, mas não possuam cotas próprias naquele momento. Considerações sobre os efeitos nos usuários a jusante não se aplicam para transações dentro do Distrito, inclusive as de caráter temporário.

Cada usuário pode postar suas necessidades acerca do aluguel de cotas diretamente no sítio eletrônico do Distrito, entrar em contato e negociar diretamente com os demais indivíduos ou entidades os preços e termos do contrato. O processo é bastante simples e rapidamente realizado no registro de unidades do Projeto.

O histórico dos registros dessas transações, infelizmente, não é frequentemente disponível ao público e estudos acerca dos padrões de aluguel são esporádicos. Ainda assim, algumas fontes sugerem que até 50% da água disponível aos usuários do C-BT é alugada anualmente, em particular com irrigadores alugando os excedentes disponibilizados por municipalidades e companhias de abastecimento urbano.

Fontes: Howe (2011); NCWCD (2016b); Wind (2016).

Quadro 8.5 - Programa anual de carregamento de cotas

Além de comprar/vender e alugar suas cotas, outra possibilidade disponível para os usuários de água no C-BT é o de carregar suas unidades para o ano seguinte. Desde o ano de 1985 o NCWCD estabeleceu o Programa Anual de Carregamento (no original em inglês: Annual Carryover Program, ACP), inicialmente em caráter experimental. Depois de uma breve interrupção em 1990, o programa foi retomado em 1991 e segue em vigor desde então.

O programa permite aos proprietários de unidades do C-BT a opção de transferir parcela das entregas de água a que têm direito em determinado ano hidrológico para o ano subsequente como uma forma de se proteger de eventos de escassez e melhor administrar suas necessidades hídricas sem prejudicar a operação do Projeto e os direitos dos demais usuários.

De acordo com os termos originais dos contratos firmados entre o Distrito e os usuários, o NCWCD cancelaria todo o volume existente na conta de cotas de um usuário caso esse não fosse utilizado até o dia 31 de Outubro de cada ano; a água seria revertida ao próprio Distrito e ficaria disponível para realocação. Desde a criação do ACP, no entanto, quaisquer unidades remanescentes na conta de um usuário ao final do ano hidrológico são automaticamente carregadas para o próximo ano e é facultado ao usuário o direito de utilizá-las. O proprietário das unidades possui até seis meses para exercer sua opção de carregamento (total ou parcialmente). É também possível comprar (e vender) capacidade de carregamento de (para) outros usuários para determinado ano hidrológico. Qualquer volume carregado de um ano para o outro que não seja utilizado pelo usuário é, então, revertido para o Distrito.

Devido a perdas do sistema decorrentes do armazenamento da água nas estruturas do Projeto, o Distrito automaticamente aplica um desconto de 10% sobre os excedentes constantes na conta dos usuários ao final do ano hidrológico. Isto é, apenas 90% da água não utilizada por um usuário até 31 de Outubro de cada ano podem ser carregados para o ano seguinte, sujeitos ainda a um limite de 20% da quantidade total que estaria disponível em uma declaração de cota de 100%.

O programa foi se tornando mais relevante à medida que o perfil dos usuários na região foi se tornando mais urbano e menos rural e as municipalidades e companhias de abastecimento urbano utilizam com frequência suas capacidades de carregamento.

Fontes: NCWCD (2004); Squillace (2016); Wind (2016).

Considerações gerais, lições e resultados

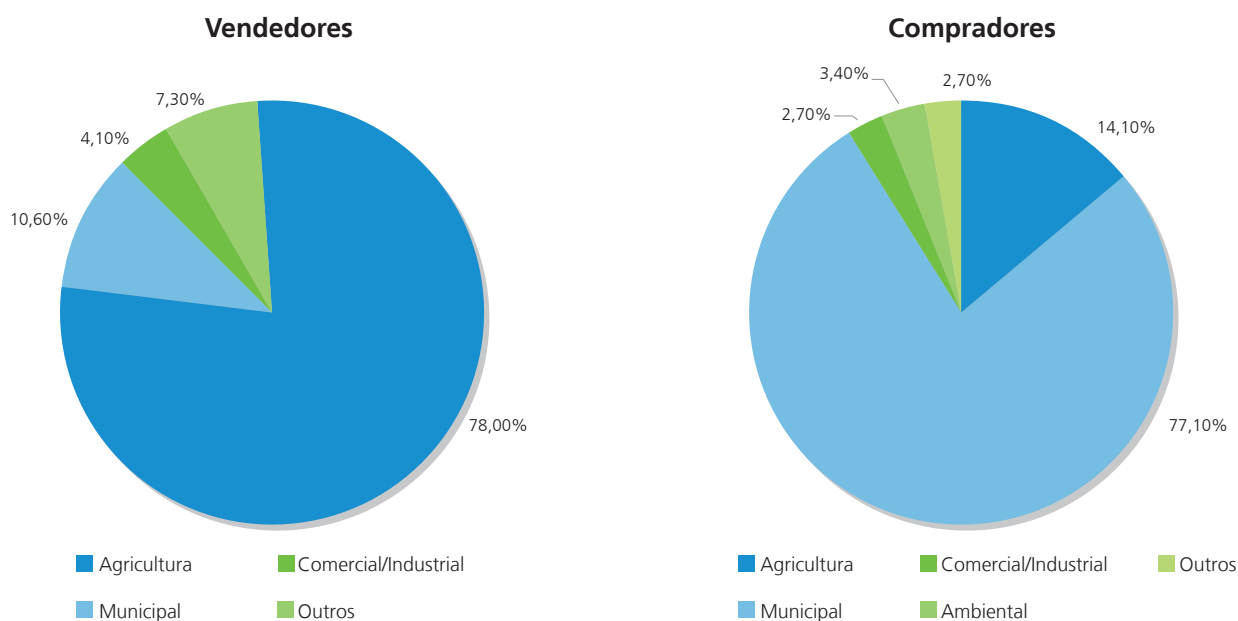
As características únicas no Projeto Colorado-Big Thompson no que diz respeito aos impactos sobre terceiros e fluxos de retorno reduzem consideravelmente os custos de transação e o tornam o mercado de água mais ativo (em número de transações) dos Estados Unidos (HOWE e GOEMANS, 2003; SQUILLACE, 2013). A **Tabela 8.3** apresenta os dados de atividade do mercado de cotas do C-BT nos anos de 2014 e 2015, somente para aquelas transações de caráter permanente. Já no que diz respeito às operações de aluguel de cotas, os preços médios entre 2010 e 2012 foram de USD 29,60/ML e subiram para em média USD 54/ML⁹³, acompanhando a tendência de aumento nos preços praticados nos últimos anos. Estima-se que operações de aluguel representem 80% do total das negociações conduzidas anualmente no mercado (WESTWATER RESEARCH, 2016).

Tabela 8.3 - Estatísticas do mercado de cotas do C-BT (2014-2015)

	2014	2015
Preço médio	USD 40.950/ML	USD 44.775/ML
Número de transações	37	67
Volume transacionado	900 ML (730 acres-pé)	1525 ML (1.236 acres-pé)
Observação: Em acres-pé os preços médios em 2014 e 2015 foram respectivamente 33.200 e 36.300 USD/acre-pé. Fonte: WestWater Research (2016).		

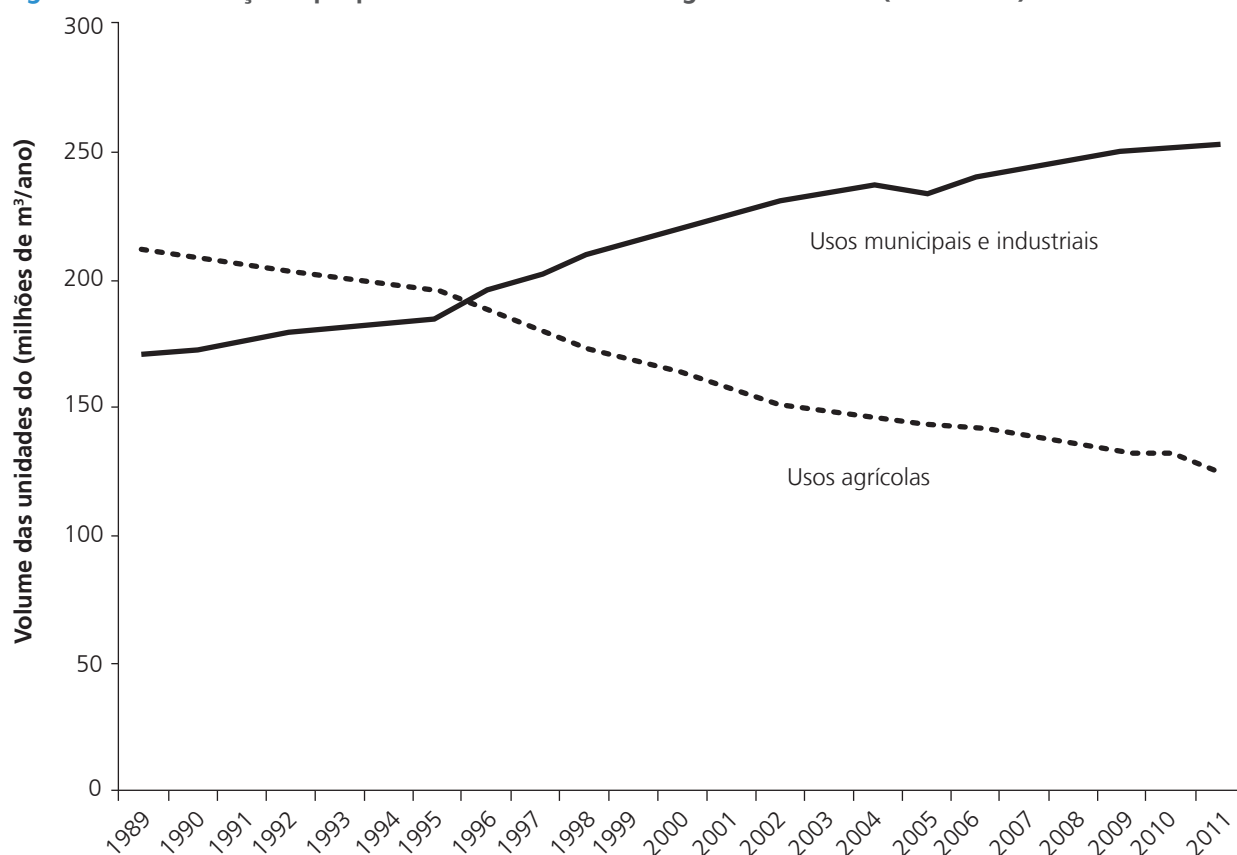
A propriedade das unidades do projeto tem mudado ao longo do tempo, com crescente participação de usuários urbanos como resultado do mercado ativo e do crescimento mais acelerado nas cidades (**Figura 8.2**). Municipalidades geralmente adquirem direitos em excesso de suas demandas médias como forma de se proteger dos eventos de escassez (**Figura 8.1**) e alugam as cotas que não irão utilizar de volta para os agricultores (HOWE, 2011).

Figura 8.1 - Perfil dos compradores e vendedores de direitos de água no Nordeste do Colorado



Observação: Inclui dados de transações fora do C-BT e que passam pela aprovação das cortes estaduais.
Fonte: WestWater Research (2016).

⁹³ Respectivamente, 24 e 44 USD/acre-pé.

Figura 8.2 - Mudança na propriedade dos direitos de água no NCWCD (1989-2011)

Fonte: Debaere, Richter et al (2014).

Dado que os direitos de água são homogêneos no âmbito do C-BT, mesmo entre diferentes classes de usuários, os irrigadores acabam por ter que pagar o custo de oportunidade da água, isto é, o preço que os usuários urbanos estão dispostos a pagar (LIBECAP, 2010). Adicionalmente, em anos em que os preços das principais culturas estejam baixos, as cotas do Projeto se tornam o ativo mais rentável que um fazendeiro possui (MAYBERRY, 2015).

De fato, para diminuir sua exposição a eventos de escassez, os agricultores do estado têm plantado mais sorgo e introduzido culturas como soja e girassóis em detrimento da plantação de feno e milho. Similarmente, no Nordeste do Colorado mais de 75% dos produtores adotou sistemas de irrigação por gotejamento nos últimos 15 a 20 anos e práticas de monitoramento do consumo, como a instalação de hidrômetros, se tornaram mais comuns (ZAFFOS, 2015). Essas práticas têm permitido a transferência de suas cotas com pequena redução da produção e emprego agrícola (DEBAERE, RICHTER, et al., 2014).

Não existe evidência de que os primeiros proponentes do Projeto Colorado-Big Thompson tenham intencionalmente criado um conjunto de instituições que facilitaria o desenvolvimento de um mercado de água intertemporal e intersetorial como o observado atualmente no Distrito (CAREY e SUNDING, 2001). Com efeito, eles tão somente desenharam um sistema flexível que facilitasse a tarefa do NCWCD de alocar a água entre usuários com perfis heterogêneos (CAREY e SUNDING, 2001).

Em resumo, as principais lições da experiência do C-BT sugerem que os direitos de água (em um mercado ativo) devem:

- ❖ Compreender uma ampla gama de usuários;
- ❖ Ser homogêneos de forma que a alteração do lugar e tipo de uso não impacte significativamente outros usuários;
- ❖ Ser claramente definidos e considerados como transacionáveis;
- ❖ Existir em uma área hidrologicamente conectada, seja naturalmente, seja pelo compartilhamento de infraestrutura comum (HOWE, 2011; SQUILLACE, 2013).

A experiência observada no nordeste do Colorado poderia ser replicada em outros projetos de infraestrutura similares, isto é, que envolvam o desvio de água de outras bacias (águas estrangeiras), no entanto, fica restrita somente a novos projetos, nos quais ainda não existam reivindicações históricas sobre as águas e os fluxos de retorno (SQUILLACE, 2016; WIND, 2016).

8.2 Califórnia: Programa MWD/PVID

O estado americano da Califórnia é caracterizado por conter áreas bastante sujeitas a extremos climáticos, particularmente em sua porção sul, caracterizada pelo deserto do Mojave e pelo Death Valley que compõem as regiões mais quentes e secas da Califórnia. Adicionalmente, corpos de água no sul do estado são pequenos e intermitentes (WRCC, 2016).

É possível notar a existência de regiões bastante húmidas no norte e, ao mesmo tempo, regiões muito secas no sul do estado. De fato, algumas estações de mensuração de precipitação podem registrar chuvas superiores a 160 polegadas (4.064 mm) em um ano ao passo que outras podem passar dois anos sem receber chuvas (WRCC, 2016).

Para lidar com a variabilidade de precipitações, as diferenças entre as regiões norte e sul e com a dependência das águas oriundas do acúmulo de neve nas montanhas, A Califórnia é recortada por uma série de projetos de infraestrutura hídrica (exemplo é o Colorado River Aqueduct, apresentado no [Quadro 8.6](#)). Cerca de um terço da água consumida para usos urbanos no sul provém de rios do norte do estado (DWR, 2016d).

Ainda que não tenham sido concebidos com esse objetivo, os projetos de infraestrutura hídrica da Califórnia estabelecem conexões hidrológicas entre potenciais compradores e vendedores de direitos de água em larga escala, isto é, aumentam o tamanho potencial de um mercado de água para quase todo o estado (PPIC, 2012).

Quadro 8.6 - Colorado River Aqueduct (CRA)

O Colorado River Aqueduct (CRA), uma das principais fontes de água para o Sul da Califórnia, foi construído na década de 1930 pelo Metropolitan Water District (MWD), que também é responsável pela operação do Aqueduto. O CRA tem 390 km de extensão e transporta águas do Rio Colorado, que marca a fronteira leste do Estado, para as regiões atendidas pelo MWD.

Após a Segunda Guerra Mundial, a capacidade do CRA foi expandida e, desde então, o aqueduto pode entregar até 3,79 GL de água por dia⁹⁴, o que representa entre 20 e 25% das necessidades hídricas das regiões urbanas do Sul da Califórnia.

Fontes: Zetland (2011a); MWD (2015).

Transferências de direitos de água na Califórnia são juridicamente permitidas, como nos demais estados do Oeste dos EUA (**Quadro 8.7**). Todavia, para que transações possam ocorrer, é necessário cumprir com diversos requerimentos legais e administrativos, principalmente, demonstrar que: 1) o volume transferido não estaria disponível na ausência da negociação; 2) a transação não infringe outros direitos (no injury rule) sobre quantidades equivalentes de água; e 3) determinadas condicionantes ambientais estão sendo atendidas (DWR, 2016a).

Desde a década de 1970, marcada por seca intensa, os poderes executivo e legislativo do estado passaram a incentivar o surgimento de mercados de água formais. A partir de então o volume de água transacionada tem crescido sistematicamente, ainda que envolva somente 5% de toda a água usada no estado (PPIC, 2012).

Quadro 8.7 - Direitos de água na Califórnia

O Estado da Califórnia reconhece duas principais categorias de direitos sobre o uso de águas superficiais: 1) direitos de apropriação prévia; e 2) direitos ripários⁹⁵. No primeiro, usuários podem desviar corpos d'água e fazer uso de volumes captados em áreas não adjacentes ao corpo d'água, incluindo áreas em outras bacias hidrográficas. Assim como nos demais estados do Oeste americano, prioridades são definidas com base no primeiro uso, fundamentadas no princípio "first in time, first in right".

Direitos ripários, por outro lado, não requerem permissões, licenças ou qualquer tipo de aprovação do Estado, e estão atrelados exclusivamente à parcela de água que naturalmente transpassa uma propriedade. No entanto, águas desses direitos não podem ser desviadas, armazenadas ou utilizadas em outras bacias hidrográficas. Direitos ripários são transferíveis somente para usos não consuntivos (instream flows) e com a devida aprovação da SWRCB, porém, possuem prioridade sobre direitos de apropriação.

Também na Califórnia é adotada a doutrina do "use ou perca", com os direitos de água que não são utilizados por cinco anos consecutivos sendo aposentados.

Fontes: PPIC (2012); DWR, SWRCB (2015); SWRCB (2016).

94 1 bilhão de galões (um galão equivale a 3,78541 litros).

95 Há também outros tipos de direitos menos comuns, quais sejam: os reserved rights (água reservada pelo governo federal quando este destina parcela de terra como domínio público) e os pueblo rights (direitos municipais com base nas leis Mexicanas e Espanholas) (SWRCB, 2016).

Transferências de direitos de água na Califórnia

Mecanismos de transferência de direitos de água na Califórnia são utilizados principalmente em situações de escassez, e/ou para o deslocamento de água para regiões específicas com necessidades críticas. É possível apontar três principais modalidades de transferência de água no estado:

- ❖ **Substituição por águas subterrâneas:** usuários substituem o uso de águas superficiais pela extração de águas subterrâneas. Assim, o volume de água superficial poupado pode ser transferido para (comercializado com) outros usuários⁹⁶.
- ❖ **Abandono ou alteração de cultivos:** Ao abrir mão de área agricultável, água poupada (que seria usada para irrigação) é transferida para outros usuários. Além disso, é possível alterar o tipo de lavoura cultivada por cultura menos intensiva em água e transacionar o volume poupado.
- ❖ **Liberação adicional de água represada:** Em comparação a uma situação de linha de base, volumes adicionais de águas represadas são liberados e comercializados entre usuários (DWR, 2016a).

Transferências que envolvem modificações em pontos de captação, localização ou uso de águas superficiais⁹⁷ devem ser aprovadas pela State Water Resources Control Board (SWRCB). Ainda, a transferência que faz uso de infraestrutura pública de transporte (canais locais, estaduais ou federais) precisa, para ser aprovada, que administradores dessas infraestruturas determinem que a transferência não trará prejuízo a outros usuários e não afetará de forma negativa o meio ambiente e a economia da região de origem da água (DWR, 2016a).

Diversas outras agências públicas interferem, aprovam e gerenciam as propostas de transferência de águas, dependendo do escopo e modalidade da transação (**Tabela 8.4**).

96 A legislação californiana permite o surgimento, por exemplo, de bancos de água subterrânea (PPIC, 2012).

97 Cujos direitos de uso tenham sido concedidos após 1914.

Tabela 8.4 - Órgãos públicos relevantes para mercados de água na Califórnia

Instituição	Tipo de transferência e atuação
Department of Water Resources (DWR)	Sua jurisdição é limitada às transferências que utilizam instalações de exportação de água do State Water Project (SWP) ¹ no Sacramento - San Joaquin Delta.
State Water Resources Control Board (SWRCB)	Regulamenta transferências de águas superficiais (de direitos pós-1914), entre indivíduos, distritos de água e agências locais, que transportam águas do Norte do estado para o Sul, ou que transferem águas na mesma bacia.
California Department of Fish and Wildlife (CDFW)	Apropriações e transações de água na Califórnia devem ser avaliadas pelo CDFW, que estipula os volumes de água necessários para a sustentabilidade biológica da flora e fauna e, consequentemente, estabelece limites ao uso de água pela sociedade.
United States Bureau of Reclamation (BoR)	Realiza o acompanhamento de transferências de águas que fazem uso de projetos de infraestrutura hídrica federais, tais como o Central Valley Project (CVP) ² , e de águas advindas de rios federais (como o Colorado).
<p>1: Sistema de canais, aquedutos e plantas de bombeamento com 1.130 km de extensão. Traz água do Norte para o Sul da Califórnia.</p> <p>2: Sistema de armazenamento e transporte de água com quase 1.000 km de extensão e capacidade de armazenamento 13.570 GL.</p> <p>Fontes: DWR (2008; 2015).</p>	

Uma característica que distingue a Califórnia dos demais estados do Oeste americano é o tratamento legal das águas conservadas. O California Water Code⁹⁸, por exemplo, estipula que:

- ❖ Usos de águas que “foram descontinuados ou reduzidos por esforços de conservação **poderão ser vendidos, alugados, trocados ou transferidos** (parágrafo 1011.b).
- ❖ O abandono de áreas agricultáveis para reduzir a irrigação também é considerado conservação (parágrafo 1011.a) (CALIFORNIA STATE LEGISLATURE, 2016).

Todavia, o processo para aprovação de transferências na Califórnia é considerado complexo, principalmente em função da necessidade de demonstrar que não haverá danos a terceiros ou ao meio-ambiente, mesmo para transações temporárias, o que eleva os custos de transação e desestimula potenciais compradores e vendedores (SQUILLACE e MCLEOD, 2016).

98 A primeira versão do California Water Code é de 1943, contudo, o código é continuamente alterado pelo corpo legislativo do estado.

Programa entre Palo Verde Irrigation District e Metropolitan Water District

Um dos casos mais interessantes de transferência de água no estado da Califórnia, de acordo com a modalidade de abandono ou alteração de cultivos, é o que envolve o Palo Verde Irrigation District (PVID – **Quadro 8.8**) e o Metropolitan Water District (MWD – **Quadro 8.9**), com a água que seria usada para irrigação sendo liberada para o atendimento de usos urbanos.

O Programa de transferência de água entre o PVID (fornecedor) e o MWD (comprador) existe desde 2005 e têm altos índices de adesão, com 90% dos agricultores da região atendida pelo PVID participando voluntariamente da iniciativa (PERRY, 2015).

Quadro 8.8 - Palo Verde Irrigation District

O PVID está localizado no sudeste do Estado da Califórnia e, por meio de canais artificiais, redireciona água do Rio Colorado (que representa as divisas leste e sul do Distrito) para abastecer agricultores localizados no Palo Verde Valley.

O Distrito foi criado em 1923, por meio da adoção de legislação estadual (Palo Verde Irrigation District Act), após pressão de diversos atores locais pela instituição de uma única entidade responsável pela administração das funções de irrigação e drenagem do Palo Verde Valley. Desse modo, o PVID começou a operar em 1925, reunindo as competências de três organizações que o precederam: Palo Verde Mutual Water Company, Palo Verde Joint Levee District e Palo Verde Drainage District.

Em 1931, por meio de um acordo firmado entre distritos de água (fornecedores) e municipalidades (contratantes) do Sul da Califórnia – o Seven Party Agreement, ficou estabelecido um direito prioritário “não quantificado” para o PVID de águas advindas do Rio Colorado para abastecimento de 42.288 hectares de áreas agricultáveis.

O Distrito possui característica majoritariamente agrícola e dentre as culturas plantadas destacam-se: alfafa (49% da área plantada); algodão (8%); e trigo (6%). Nota-se, particularmente, o “uso” pousio, que representa o abandono proposital de área agricultável, justamente para a comercialização dos volumes de água poupados, entre outros, para o MWD, e ocupa aproximadamente 12% da área total dedicada à agricultura irrigada no PVID.

Fontes: PVID (2015a; 2015b).

Quadro 8.9 - Metropolitan Water District

O MWD fornece água para 26 agências públicas de abastecimento local (14 cidades, 11 distritos de água municipais e uma autoridade de água de um condado), que juntos abastecem 19 milhões de pessoas nos condados de Los Angeles, Orange, Riverside, San Bernardino, San Diego e Ventura.

No total, 300 cidades recebem água fornecida pelo MWD que, para garantir uma oferta confiável e segura, opera um sistema extenso de sistemas de infraestrutura hídrica, incluindo o CRA, 16 plantas de hidroeletricidade, nove reservatórios, 1.318 km de dutos e cinco plantas de tratamento de águas.

*O Distrito importa água do Norte do Estado por meio do State Water Project (SWP) e do Rio Colorado por meio do CRA – **Quadro 8.6**, fontes que respondem por 45% da oferta hídrica no Distrito. Além disso, o MWD conta com uma oferta de água local, que inclui águas de reuso, de dessalinização, águas subterrâneas, e de bancos de água e transferências.*

Fontes: MWD (2015).

O contrato firmado entre PVID e MWD, com duração prevista de 35 anos (até 2040), tem o potencial de prover entre 37 e 148 GL de água aos usuários do MWD por ano⁹⁹ (WESTGOV E WSWC, 2012). Estima-se que, ao todo, o Programa poderá render entre 2.220 e 4.811 GL até 2040¹⁰⁰ (MWD, 2013). Além do contrato “guarda-chuva” entre PVID e MWD, que cria o Programa e viabiliza as transações, contratos individuais devem ser firmados entre o MWD e agricultores dispostos a participar da ação.

A iniciativa permite que agricultores que aderirem ao Programa deixem de cultivar parte de suas terras, poupando assim um determinado volume de água que seria utilizado na irrigação. Esse volume economizado é, então, transferido (vendido) ao MWD, aumentando a oferta de água nos centros urbanos do Sudoeste da Califórnia. Na prática, ao abrir mão de parte de seus direitos sobre águas do Rio Colorado, os agricultores do PVID disponibilizam volume adicional de água para outros usuários do Rio. Esse volume adicional é retirado do Rio Colorado pelo MWD através do CRA.

O Programa parte do pressuposto de que, em linhas gerais, centros urbanos possuem recursos financeiros e disposição para comprar temporariamente (alugar) os direitos de água dos agricultores, inclusive em grandes volumes para garantir sua demanda. Já os agricultores, muitas vezes, optam por abrir mão de (parte de) seus direitos, pela segurança financeira proporcionada pelas transações, em comparação às incertezas inerentes à produção agrícola (por exemplo, devido a eventos extremos climáticos, ocorrência de pragas e flutuação nos preços de commodities).

Contudo, o contrato firmado entre o PVID e o MWD define limites mínimos e máximos para as transações de direitos de água. A área que pode ser abandonada, de acordo com o contrato, deve ser de no mínimo 7% e de no máximo 23% do total de terras abastecida pelo PVID (SMITH, 2011). Agricultores recebem US\$ 3.170 por acre disponibilizado logo na assinatura do contrato com o MWD. Além desse valor, recebem US\$ 710 para cada acre de terra abandonado anualmente (MWD, 2013).

Quadro 8.10 - Monitoramento dos fluxos e retiradas de água

Para que as transferências possam ocorrer no âmbito do Programa entre PVID e MWD, há um papel importante a ser exercido pelo Bureau of Reclamation, que monitora os fluxos e retiradas de águas do Rio Colorado. A partir de informações oferecidas pelos distritos, o BoR estima anualmente a quantidade de água poupada pelo PVID que poderá ser retirada pelo MWD do Rio Colorado por meio do CRA. O Bureau conduz, ainda, visitas in loco para verificação das informações apresentadas.

Para estimar a quantidade de água poupada em um determinado ano, é necessário estimar a quantidade de água que seria consumida nas terras abandonadas na ausência do Programa. Isso não é tarefa fácil, pois torna necessário estimar os tipos de lavoura que seriam cultivadas e a área exata que seria ocupada por cada lavoura.

Para tanto, o BoR pode fazer uso de diferentes procedimentos e metodologias. Em 2013, por exemplo, o Bureau fez uso de dois métodos distintos para estimar o volume de água poupada no ano. O primeiro, com base em médias históricas, considerou três períodos históricos distintos como típicos e representativos das condições normais do PVID para determinação dos usos prováveis das terras abandonadas. Já o segundo método partiu de dados de 2013 sobre os usos da terra no PVID para estimar prováveis usos das áreas inutilizadas. Os dois métodos geraram resultados similares.

Fontes: PVID & MWD (2004); PVID, MWD e BoR (2014).

99 Entre 30 mil e 120 mil acres-pé.

100 Entre 1,8 e 3,9 milhões de acres-pé.

Considerações gerais, lições e resultados

As definições encontradas no código de águas da Califórnia tornaram possível a comercialização de água conservada e reconheceram o abandono de cultivo como uma forma de conservação, consequentemente, permitindo a celebração de contratos como o observado no caso do Programa MWD/PVID.

Esse programa pode ser considerado uma experiência de sucesso, já que conseguiu harmonizar as crescentes necessidades urbanas e os interesses dos agricultores, além de reduzir e/ou compensar impactos diretos e indiretos em comunidades locais (WESTGOV E WSWC, 2012), conforme observado pelo alto grau de adesão voluntária (PERRY, 2015). Os arranjos institucionais foram bem-sucedidos, também, por tratarem de transações que possuem somente um comprador (MWD), uma única organização representante de vendedores (PVID) e recurso advindo de um único Rio (Colorado).

Autores como Squillace (2016) consideram que transferências de água conservada, nos moldes da experiência aqui analisada, oferecem o maior potencial para o desenvolvimento de (novos) mercados de direitos de água no Oeste americano. Tal abordagem requer poucas mudanças no que diz respeito às leis e doutrinas que governam os recursos hídricos na região ao lidar somente com volumes economizados em decorrência de ações dos usuários. Ainda assim, um mecanismo como o observado pelo Programa enfrenta dificuldades inerentes à realização de estimativas de águas poupadas (SQUILLACE e MCLEOD, 2016), algo facilitado pela atuação do BoR junto às infraestruturas hídricas no Sul da Califórnia.

8.3 Banco de Água do Arizona (AWB)

O Arizona possui 6,8 milhões de habitantes, dos quais mais de 75% reside nas regiões central e centro-sul do estado (U.S. CENSUS BUREAU, 2015). Essa região possui clima semiárido com baixos índices de precipitação e limitado acesso a águas superficiais (ARIZONA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES, 2010a). As águas subterrâneas, por sua vez, configuram um recurso relativamente abundante, armazenado principalmente em aquíferos profundos existentes na região (MEGDAL, DILLON e SEASHOLES, 2014).

Estimativas do volume total de água de aquíferos no estado são da ordem de 1,1 bilhão GL (ou 900 milhões de acres-pé) (WATER EDUCATION & AZ WATER, 2007).

Historicamente, contudo, a água dos aquíferos do estado é retirada em volumes superiores aos volumes de recargas naturais, condição chamada de overdraft (ARIZONA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES, 2002). As principais regras para o uso de recursos hídricos no estado do Arizona são, como nos demais estados do Oeste americano, baseadas na doutrina de apropriação prévia. Existem, todavia, importantes variações entre as normas para o uso de águas superficiais (advindas do Rio Colorado ou outras fontes), águas subterrâneas ou efluentes¹⁰¹, cada qual com sua legislação específica (**Quadro 8.11**).

¹⁰¹ Legalmente, efluentes não são águas superficiais nem subterrâneas e, assim, não são governadas pelas leis aplicáveis a esses dois tipos de águas. Basicamente, o indivíduo ou organização que produzir efluentes pode utilizá-los conforme julgar conveniente, tendo somente que cumprir com legislação sobre qualidade de água (WATER EDUCATION & AZ WATER, 2007).

Quadro 8.11 - Normas para o uso de águas superficiais e subterrâneas no Arizona**- Águas Superficiais**

O Arizona Department of Water Resources (ADWR) gerencia o programa de concessão de autorizações para o uso de águas superficiais e registra todos os direitos de águas (superficiais) existentes. Embora existam muitas licenças individuais, a maioria das outorgas de águas superficiais do estado pertence a um número relativamente pequeno de organizações públicas ou de economia mista, como os distritos hídricos.

Para conseguir se apropriar de águas superficiais, é preciso informar a ADWR a origem do recurso, localização (do desvio e do uso), tipo de uso, quantidade e período de uso. Em linhas gerais, permissões são concedidas se a aplicação não conflitar com direitos anteriores e não representar uma ameaça para a segurança pública ou bem-estar da sociedade.

- Águas Subterrâneas

Águas subterrâneas podem ser usadas pelos proprietários das terras sobre as quais a reserva está localizada. No entanto, tal arranjo contribui para que os aquíferos sejam utilizados de forma insustentável pelos detentores desses direitos (prática conhecida como overdraft).

Adicionalmente, reservas subterrâneas, muitas vezes, são conectadas a águas superficiais e seu uso insustentável impacta também a manutenção de diversos rios, lagos etc. Assim, tornou-se necessária a criação de um arcabouço regulatório capaz de contribuir para a preservação e uso sustentável de águas subterrâneas no Estado do Arizona.

*Em 1980, por meio do Groundwater Management Act (GMA), importantes modificações foram efetuadas em relação aos direitos de uso de águas subterrâneas no Arizona, com o objetivo de: i) controlar o overdraft em diversas partes do estado; ii) **oferecer meios para a alocação das águas subterrâneas de forma a atender as demandas do estado da maneira mais (custo) efetiva**; e iii) aumentar o volume de águas superficiais disponíveis.*

As provisões do GMA incluem a criação de um programa que requer que áreas de expansão urbana possuam meios para atender às demandas por água para os próximos 100 anos. Além disso, todos os grandes poços de extração de água devem instalar equipamento de medição dos volumes extraídos, que devem ser relatados às autoridades competentes. Essas e outras provisões possibilitaram a criação do AWB.

Fontes: Arizona Department of Water Resources (2001; 2002).

O estado tem o direito de consumir aproximadamente 3.454 GL de água do Rio Colorado por ano¹⁰² (via Central Arizona Project – CAP, vide **Quadro 8.12**), no entanto, o estado utiliza apenas parte desse recurso. Até 1996, a parcela não consumida escorria para o sul da Califórnia. Nesse ano, com a criação do Banco de água do Arizona (Arizona Water Bank, AWB), intensificou-se o **armazenamento subterrâneo de águas não utilizadas**, para que o estado pudesse usufruir plenamente de sua alocação anual (MEGDAL, DILLON e SEASHOLES, 2014). Desde então, volumes em excesso do pleno atendimento das demandas atuais vêm sendo armazenados para seu aproveitamento em períodos futuros de escassez.

Assim, o AWB visa contribuir para a segurança hídrica do estado ao permitir o armazenamento e a conversão de água que não seria utilizada pelos usuários da região Central/Centro-Sul do estado (atendida pelo Central Arizona Water Conservation District – CAWCD) em créditos que podem ser utilizados por esses mesmos usuários em momentos posteriores.

¹⁰² 2,8 milhões de acres-pé, de acordo com o conjunto de leis conhecido como The Laws of the River (BUREAU OF RECLAMATION, 2016b).

Esse armazenamento é feito por meio de recarga direta ou indireta. Na primeira variante, excedentes são armazenados em aquíferos existentes. Na segunda, são utilizados para irrigação, substituindo o uso de águas subterrâneas comumente empregadas para esse fim. Cada acre-pé armazenado representa um crédito, que pode ser resgatado em períodos de escassez (ARIZONA STATE SENATE, 2015).

O AWB, então, pode adquirir água do CAP considerada em excesso, isto é, quando o Distrito garantiu o atendimento das demandas de seus usuários de mais alta prioridade. Tal água é armazenada em aquíferos e convertida em créditos para o CAWCD, que pode utilizá-los para assegurar o abastecimento em sua área de atuação no futuro (ARIZONA STATE SENATE, 2015).

Quadro 8.12 - Construção e pagamento do Central Arizona Project

O Central Arizona Project (CAP) é gerenciado e operado pelo Central Arizona Water Conservation District (CAWCD), um "distrito para propósitos especiais"¹⁰³ criado em 1971 para atuar como a entidade responsável pelo pagamento da dívida que o estado contraiu junto ao Bureau of Reclamation, para a construção de sistema de infraestrutura hídrica capaz de captar e redirecionar águas advindas do Rio Colorado. A área atendida pelo Central Arizona Project compreende três condados, abrangendo cerca de 5 milhões de habitantes, equivalente a quase 80% da população do estado do Arizona. Adicionalmente, 350 mil acres dedicados à agricultura irrigada também se encontram na área do projeto.

O CAP tem 540 km (336 milhas) de extensão e foi construído entre 1973 e 1994. O Sistema foi projetado para oferecer uma média de 1.850 GL de água por ano¹⁰⁴ para a região central e centro-sul do Arizona, que inclui as áreas metropolitanas Phoenix e Tucson. Sua construção foi autorizada por meio de legislação federal, o Colorado River Basin Project Act (1968), que aprovou também a construção de vários outros projetos para gestão de recursos hídricos do Rio Colorado. O canal e demais estruturas do Central Arizona Project custaram aproximadamente USD 4 bilhões¹⁰⁵ para serem construídos, valor inicialmente arcado pelo governo federal dos Estados Unidos via BoR.

O acordo com o BoR prevê que desse montante, USD 1,65 bilhão devem ser ressarcidos (pagos) pelo CAWCD. Tal processo de pagamento teve início com a declaração, em 1º de Outubro de 1993, de que o Projeto estava plenamente concluído e, a partir de então, o Distrito possui 50 anos para quitar o valor devido.

Fontes: U.S. Congress (1968); Central Arizona Project (2015; 2016b).

Formato do Banco de água do Arizona

O Banco de Água do Arizona é um sistema de armazenamento subterrâneo (de longo prazo) de água superficial. A Arizona Water Bank Authority (AWBA) pode, como gestora do AWB, adquirir água excedente do CAP (ou seja, água não utilizada pelos usuários atendidos pelo Projeto) em anos com condições hídricas favoráveis, para ser utilizada em anos mais secos.

A quantidade de créditos gerados (long-term storage credits) é definida com base em quatro fatores:

- 1) Quantidade disponível de água não utilizada;
- 2) Capacidade de entrega do CAP;

¹⁰³ Do inglês: Special purpose districts. Unidades governamentais independentes e desassociadas de governos federal, estaduais ou municipais.

¹⁰⁴ 1,5 milhão de acres-pé.

¹⁰⁵ 1 Dólar Americano (USD) = 3,48 Reais Brasileiros (BRL), conforme cotação em 15 de Junho de 2016).

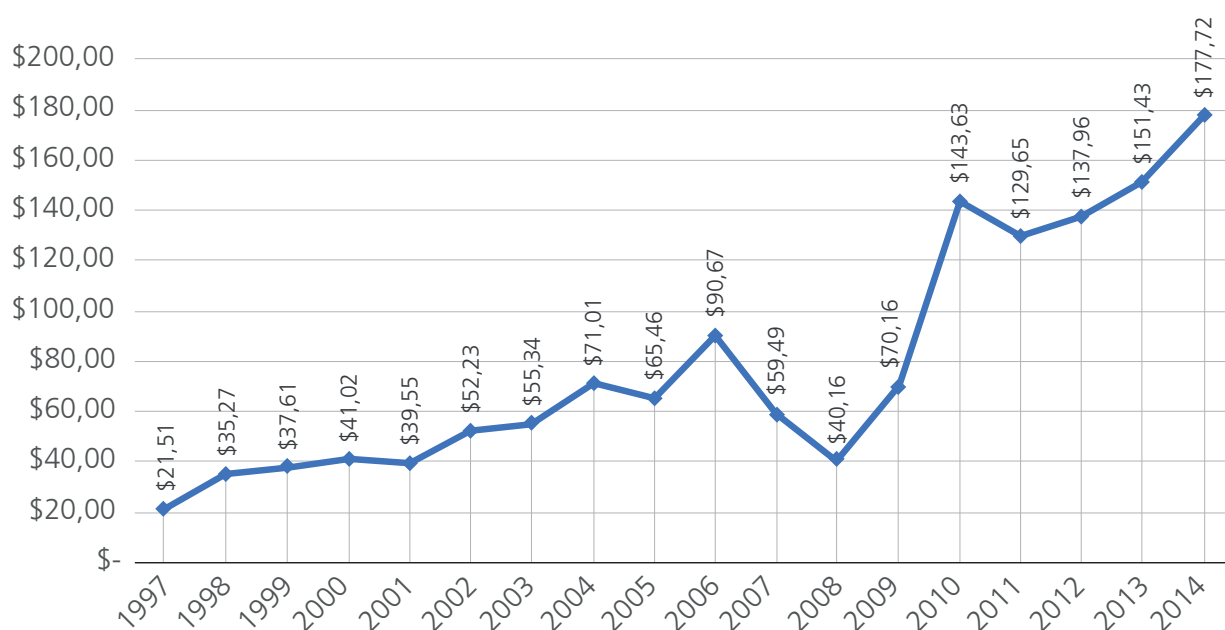
- 3) Quantidade de recurso financeiro disponível para aquisição de água; e
- 4) Capacidade de recarga das instalações de armazenamento (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Para geração de créditos, a AWBA adquire excedentes de água do CAP por um preço fixo anualmente definido pelo CAWCD. Para tanto, a Autoridade possui três principais fontes de recursos financeiros: i) fundos gerais do estado; ii) taxas de extração de águas subterrâneas; iii) impostos sobre propriedades¹⁰⁶. Tais recursos também financiam as demais despesas da AWBA (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Taxas para a extração de água de aquíferos são cobradas nas regiões (AMAs) de Phoenix, Pinal e Tucson. Para efeitos do banco de água, as taxas são de USD 2,50/acre-pé (USD 3,08/ML) (AWBA, 2015a).

O custo para a AWBA obter um crédito de armazenamento (em acres-pé) equivale ao preço fixo definido pelo CAWCD para a entrega de um acre-pé de água para os usuários atendidos pelo CAP (**Figura 8.3**). Esse preço é estabelecido de forma a cobrir tanto os custos operacionais do Projeto, quanto arcar com o contrato de pagamento junto ao BoR.

Figura 8.3 - Custo anual médio para obtenção de um crédito de armazenamento de longo prazo (USD/acre-pé)



Observação: Em 2014, por exemplo, o custo médio para obtenção de 1 crédito era de aproximadamente 222,00 USD.
Fonte: AWBA (2015).

106 Cobrados pelo CAWCD.

A água adquirida pela AWBA é “entregue” pelo Distrito através dos aquedutos do CAP. Um sistema de contabilidade registra a quantidade de créditos gerados, ou seja, a quantidade de água adquirida pela AWBA e estocada em cada um dos pontos de armazenamento. De cada crédito são deduzidas perdas de transporte e contribuições para a sustentabilidade ambiental dos aquíferos equivalentes a 5% da água adquirida (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

A recuperação e uso dos créditos, no entanto, não são feitos pela AWBA. Em casos de escassez, os créditos são transferidos ou para o Distrito (CAWCD) ou para o Arizona Department of Water Resources (ADWR). A primeira instituição pode utilizá-los em anos de seca para atender às demandas por água de usuários do CAP. Já a segunda pode adquirir créditos para fins ambientais, isto é, para “aposentá-los” de forma permanente nos aquíferos (CLIFFORD, LANDRY e LARSEN-HAYDEN, 2004).

Dentro do próprio Projeto a distribuição da água é feita de acordo com um sistema de prioridades, com contratos de longo prazo feitos junto a municipalidades. Usuários industriais e comunidades nativas têm maior prioridade de recebimento do que usuários agrícolas e outros usos diversos, como o próprio abastecimento de aquíferos pelo Banco (CENTRAL ARIZONA PROJECT, 2016b).

Considerando as condições hidrológicas do Rio Colorado até 2015, a AWBA não teve necessidade de distribuir créditos. Estima-se, no entanto, que isso será necessário no período 2016-2025 (AWBA, 2015a; 2015b), em decorrência das mudanças climáticas, das projeções dos períodos de secas e devido ao constante crescimento da demanda em regiões cada vez mais populosas (WATER EDUCATION & AZ WATER, 2007).

Quadro 8.13 - Acordos interestaduais para o armazenamento de água no AWB

O formato do Banco de água do Arizona permite, ainda, operações interestaduais entre o Arizona e a Califórnia ou entre o Arizona e Nevada. Assim, esses dois estados podem contratar os serviços da AWBA, arcando com os custos de transporte e armazenamento da água. Isto é, caso queiram armazenar água junto ao AWB, os estados da Califórnia e de Nevada devem pagar pelo acesso à estrutura e aos aquíferos utilizados pelo Banco. O armazenamento interestadual, no entanto, pode ser de no máximo 123,35 GL por ano¹⁰⁷.

Quando da “retirada” do volume armazenado, o contratante (Califórnia ou Nevada) recebe quantidade equivalente diretamente do Rio Colorado, volume este que é deduzido da alocação do Estado do Arizona. Ao mesmo tempo, o Banco remove a quantidade contratada de seu armazenamento, devolvendo-a ao CAP.

Em 2001 a AWBA celebrou um acordo com as autoridades do estado de Nevada e começou a armazenar água para fins interestaduais a partir de 2005. A quantidade de água a ser armazenada pelo Banco é determinada anualmente, sempre proveniente da alocação total que o estado de Nevada possui referente ao Rio Colorado e que não necessitará em determinado ano.

Fontes: Bushman Labianca (1998); Arizona State Senate (2015).

¹⁰⁷ 100 mil acres-pé, Arizona Revised Statutes, §45-2471.

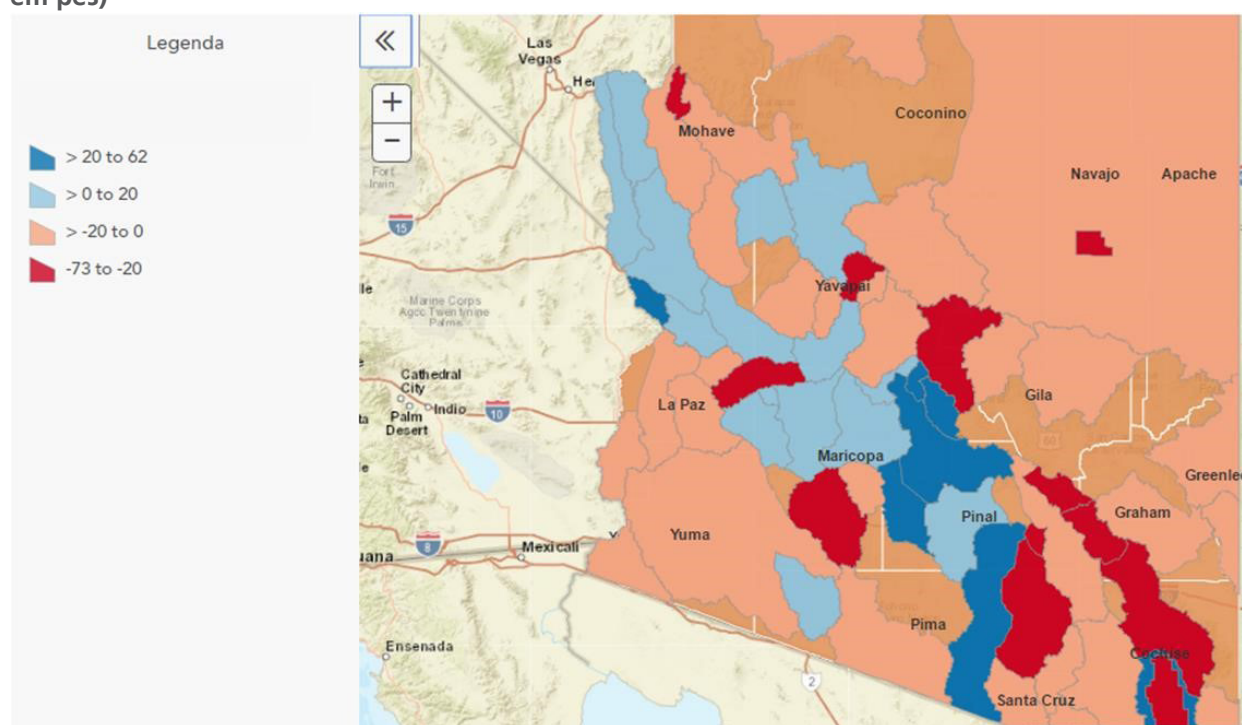
Considerações gerais, lições e resultados

Desde 1996, a AWBA acumulou aproximadamente 5.180 GL na forma de créditos de armazenamento¹⁰⁸, cumprindo com a maioria de seus objetivos de longo prazo (AWBA, 2016). A Autoridade estipula que créditos no total de 3.330 GL são suficientes para assegurar as demandas municipais e industriais atendidas pelo CAP durante 100 anos¹⁰⁹ (AWBA, 2015a).

No entanto, a partir de 2010, volumes disponíveis para armazenamento vêm decrescendo consideravelmente e projeções indicam que, durante o período coberto pelo atual Plano Decenal da AWBA (2015-2025), não haverá mais água excedente disponível para cumprir com objetivos de armazenamento e consequente geração de créditos (AWBA, 2015a).

O uso de águas subterrâneas é bastante relevante para o estado e, nesse sentido, os condados de Maricopa, Pinal e Pima (atendidos pelo CAP) têm apresentado histórico recente de menor degradação de seus aquíferos (**Figura 8.4**). Com efeito, poços nos dois primeiros condados aumentaram seus níveis de água disponível ao longo dos últimos 20 anos. Logo, é possível observar que o Banco tem contribuído para uma melhor gestão das águas no estado do Arizona, ao menos evitando uma degradação mais rápida da saúde de seus aquíferos.

Figura 8.4 - Variação no nível de água disponível nos poços do estado do Arizona (1993-2013, medida em pés)



Fonte: McGlade (2015).

¹⁰⁸ 4,2 milhões de acres-pé.

¹⁰⁹ 2,7 milhões de acres-pé.

Em resumo, por meio de um sistema de infraestrutura hídrica capaz de redirecionar águas do Rio Colorado, um grande potencial de armazenamento subterrâneo de águas excedentes e a criação de um banco de água gerenciado por entidade específica, o Arizona soube desfrutar de seus direitos históricos sobre as águas do Rio Colorado.

Existem, contudo, preocupações sobre custos e tecnologias disponíveis para a recuperação dos volumes armazenados. O sucesso do AWB dependerá da capacidade de extrair o recurso armazenado de maneira econômica e hidrologicamente viável no futuro (MEGDAL, DILLON e SEASHOLES, 2014).

9 Estudo de Caso: Espanha

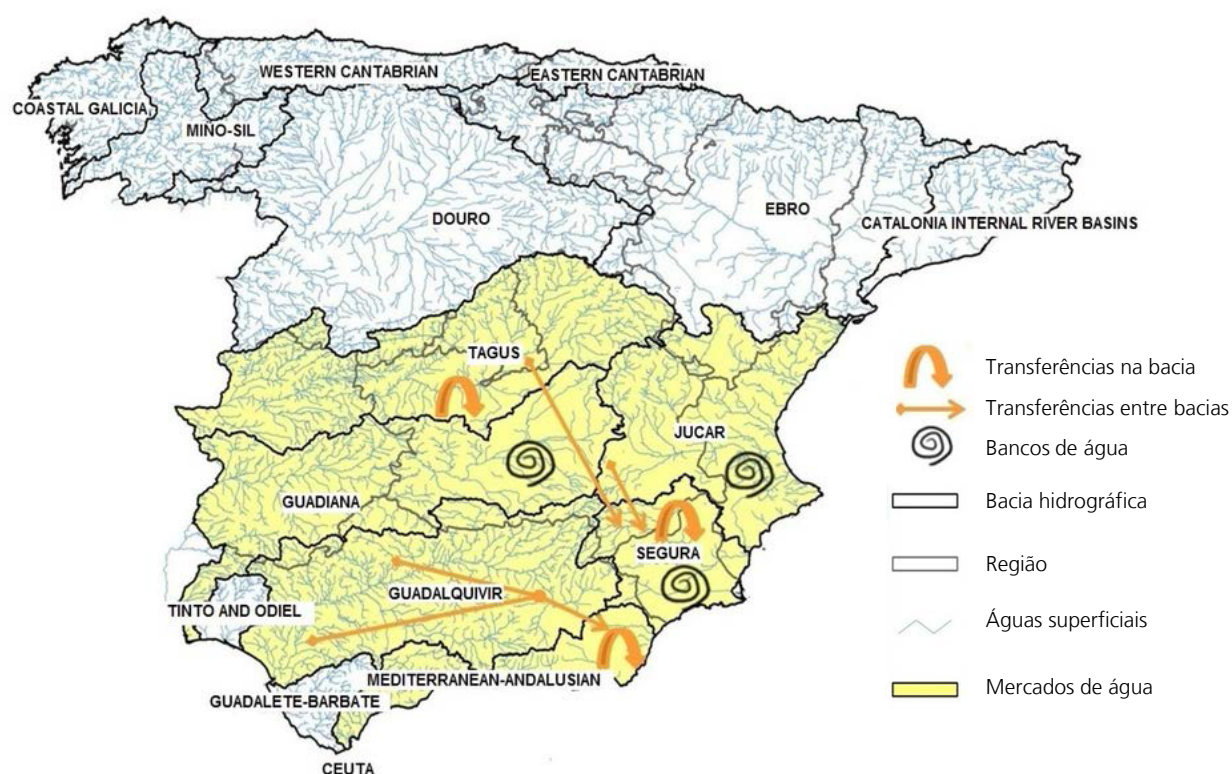
O único país europeu onde existem transações comerciais formais de direitos de uso (concessões) de água é a Espanha, o que provavelmente se explica: i) pelo fato de ser um país onde há mais eventos de escassez hídrica, associado à elevada produtividade da água; ii) pela existência de uma vasta infraestrutura interconectada que permite inclusive transferências entre bacias; e iii) pela experiência histórica com leilões de água em algumas regiões (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014).

O clima espanhol é marcado por heterogeneidades territoriais, a maior sendo entre o norte úmido, e o sudeste árido. Crê-se que não será possível atender ao crescimento da demanda por água na Espanha com os recursos existentes e, pelo fato de se tratar de um país maduro em termos de gestão de recursos hídricos, será muito difícil expandir a oferta por meios convencionais. Com efeito, a Espanha é o país do mundo com o maior número de represas de grande porte por km² e tem um dos maiores índices de regulação dos rios (GARROTE, IGLESIAS e FLORES, 2009 apud DE STEFANO e HERNÁNDEZ-MORA, 2016).

Dessa forma, a opção de expansão da oferta só será possível por meios não convencionais (dessalinização, reutilização de águas residuais), que por ora apresentam custos elevados. Nesse contexto, os mercados de água se apresentam como ferramenta factível e eficaz de gestão de demanda e realocação de oferta, podendo auxiliar significativamente na gestão de recursos hídricos do país (EMBID IRUJO, 2013).

O desenvolvimento dos mercados de água na Espanha teve como propulsor a ocorrência de dois eventos de seca marcantes (1990/1991 a 1994/1995 e 2004/2005 a 2007) (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011) e as transações se concentram nas bacias das regiões central e sul do país, onde esses eventos trouxeram impactos mais agudos para a população (área amarela na [Figura 9.1](#)).

Figura 9.1 - Mercados de água na Espanha



Fonte: Adaptado de Palomo-Hierro, Gómez-Limón e Riesgo (2015).

A experiência espanhola, contudo, apresenta elevada intervenção de órgãos reguladores, ou, em outras palavras, possui poucas características de “puro mercado”, entendido como algo que resulta do interesse estrito e exclusivo de duas partes dentro de um dado arcabouço jurídico, sendo essa talvez sua característica mais singular (EMBID IRUJO, 2013).

Enquadramento legal da água na Espanha

Com relação à água e à infraestrutura hidráulica, a Constituição espanhola de 1978 previu uma repartição de competências entre Estado (nível federal) e Comunidades Autônomas (CAs)¹¹⁰. Por exemplo, compete ao Estado a legislação, ordenamento e concessão dos recursos e aproveitamentos de águas quando estas passam por mais de uma CA.

A Constituição afirma, porém, que tais recursos e obras também estariam sujeitos à interferência do governo central caso o interesse neles extrapole o da CA. Portanto, essas definições apresentam algumas imperfeições técnicas, pois não se baseiam em conceitos “homogêneos”.

¹¹⁰ A influência da evolução constitucional sobre o arcabouço jurídico e a governança dos recursos hídricos na Espanha é explorada com detalhe em Embid Irujo (2008b).

Isto é, estão sujeitos a diferentes interpretações que têm implicação direta sobre o grau de interferência do governo central sobre os estatutos nos quais se baseia o funcionamento institucional das CAs (EMBED IRUJO, 2008b).

Ainda assim, a Espanha possui uma legislação relativamente avançada sobre recursos hídricos, em comparação com outros países. Direitos formais sobre o uso da água já existiam na península Ibérica mesmo antes do Império Romano, há mais de dois milênios (CALATRAVA e GARRIDO, 2006). Por essa perspectiva, o surgimento dos mercados de direitos de água na legislação espanhola foi bastante tardio, o que permitiu aos legisladores espanhóis observar os resultados alcançados em outros países antes de iniciar sua implementação (EMBED IRUJO, 2013).

Os principais marcos sobre os direitos de água no país são a Lei das Águas de 1985 – que substituiu legislação de 1886 (**Quadro 9.1**), alterada em 1879 – e sua subsequente reforma em 1999 (**Seção 9.1**).

Quadro 9.1 - Lei de águas de 1985

A Lei de 1985 inaugurou uma nova fase na política de recursos hídricos na Espanha por diversos aspectos. Em primeiro lugar, com algumas exceções referentes ao uso de águas subterrâneas, passou-se a considerar a água como um bem de domínio público, o que torna qualquer uso privado da água sujeito à autorização administrativa ou concessão legal.

A Lei consolidou o papel institucional dos organismos de bacias (Confederações Hidrográficas), atribuindo-lhes autonomia, recursos financeiros e equipe técnica para que se tornassem os tomadores de decisão quanto a quaisquer questões relacionadas à água nos limites da bacia, além de definir um modelo de decisão conjunta, em que os usuários diretos e outras partes interessadas assumiram um papel ativo no planejamento e gestão dos recursos na bacia.

A Lei de 1985 também facultou aos proprietários de direitos privados (para águas subterrâneas) a possibilidade de trocá-los por direitos públicos, com todas as condições de uso (profundidade, localização e potência das bombas, bem como volume bombeado) inalteradas; mais de 80% dos proprietários preferiram manter seus direitos como privados.

Fontes: Garrido e Llamas (2009); Rey, Garrido e Calatrava (2014); Palomo-Hierro, Gomez-Limon e Riesgo (2015).

Ainda que se possa afirmar que tanto águas superficiais como de aquíferos são de domínio público estatal na Espanha, há **direitos públicos e direitos privados** de acesso à água. **Direitos públicos** são direitos de concessão expedidos por autoridades governamentais para períodos que variam de 30 a 75 anos¹¹¹ (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

Com base na lei de 1985, tais licenças podem ser concedidas para autorizar extração de águas superficiais ou subterrâneas. As concessões são baseadas em finalidades de uso específicas, bem como pontos de extração, áreas a serem irrigadas e tecnologias empregadas (se for o caso de irrigação), volumes a serem utilizados e retornados. Essas concessões podem ser revogadas, alteradas ou interrompidas pelas autoridades de bacia caso se observem condições que embasem essas decisões (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

A legislação espanhola emprega os termos “derechos concesionales” para se referir às concessões e “cesión de derechos al uso del agua” para se referir às transferências (temporárias) de direitos.

¹¹¹ Podendo ser estendidos, caso requisitado pelos usuários.

Por outro lado, os **direitos privados**, relativos a águas subterrâneas, foram estabelecidos antes da lei de 1985. Eles são considerados propriedade privada que pode ser vendida, alugada ou mesmo fazer parte dos ativos de uma empresa ou cooperativa (uma vez que estão atrelados à propriedade da terra).

É possível, portanto, considerar os direitos públicos como direitos usufrutuários, ao passo que os direitos privados são direitos de posse.

No nível dos usuários, cumpre notar a distinção entre direitos de uso da água (ou concessões) e volumes de água que são efetivamente entregues aos usuários (alocação de água), que dependem da disponibilidade de água para o ano hidrológico corrente. **O volume de água especificado nos direitos de água somente estará disponível efetivamente em anos hidrológicos com níveis médios ou superiores de precipitação e vazão** (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

A legislação espanhola não diferencia os direitos de uso da água quanto a níveis de segurança. De fato, eventos de seca impossibilitam o atendimento completo de todos os direitos alocados. Nesses casos, os usuários de água para fins econômicos, tais como irrigação ou indústria, recebem uma alocação com redução proporcional à redução da disponibilidade hídrica (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

Caso o volume de água não seja utilizado por três anos consecutivos, o direito pode ser perdido (doutrina de uso benéfico, “use it or lose it”), o que vale também para os casos em que as condições essenciais de uso ou os prazos não são cumpridos (OECD, 2015b).

Observa-se, também, que os direitos podem ser atribuídos tanto em base individual como coletiva. Direitos coletivos são concedidos a associações de usuários, como comunidades de irrigantes, por exemplo, o que é padrão para usuários agrícolas (OECD, 2015b).

9.1 Mercados de Água no Ordenamento Jurídico Espanhol: A Lei de Águas de 1999

A Lei 46/1999 é caracterizada principalmente pelo interesse especial no que se chama genericamente de “mercados de água” e que, com mais precisão, a Lei denomina “**contratos de transferência de direitos de água**”, dando força a medidas de gestão pelo lado da demanda e/ou reorganização da oferta, no lugar de sua expansão. A reforma também abriu a possibilidade de criação dos chamados “centros de troca de concessões” dentro dos Organismos de Bacia (EMBID IRUJO, 2000).

Portanto, apesar de existirem por séculos sob distintas formas (DE STEFANO e HERNÁNDEZ-MORA, 2016), os mercados de água na Espanha foram finalmente introduzidos no ordenamento jurídico espanhol com a reforma de 1999 da Lei das Águas, assumindo duas formas, conforme disposto na **Tabela 9.1**: i) contratos de transferência de direitos de uso da água, e ii) bancos de água (EMBID IRUJO, 2013; EMBID IRUJO, 2016).

Tabela 9.1 - Características dos mercados introduzidos na legislação espanhola em 1999

Contratos de transferência	Bancos de água
Transações envolvem direitos temporários (transferência de concessões sobre águas públicas), ou seja, restringem-se a direitos públicos.	Transações envolvem direitos temporários ou permanentes; águas de propriedade pública ou privada.
Instrumento é adequado para enfrentar situações de escassez conjuntural.	Instrumento pode ser eficaz para responder a problemas estruturais de longo prazo de oferta ou demanda (ex. sobrealocação).
Transações envolvem entidades particulares diretamente.	Transações intermediadas por um órgão administrativo (público, no caso espanhol).
Fontes: Gómez-Limón e Calatrava (2016) e Embid Irujo (2016).	

Os direitos (públicos) de uso da água na Espanha não foram concebidos para serem transacionáveis. Passaram a sê-lo somente em 1999 e sob condições bastante limitadas, já que os contratos de transferência de tais direitos estão sujeitos a uma série de restrições:

- ❖ **Só podem ocorrer entre agentes que já possuem direitos.** Um indivíduo que ainda não possui direito de uso da água não pode adquirir direitos de um terceiro. Com isso, decidiu-se que o mercado existiria apenas para usuários preexistentes¹¹².
- ❖ **São temporários**¹¹³, ou seja, o que se transaciona não é o direito em si, mas o uso da água, sujeito às mesmas condições impostas ao detentor original do direito. Assim, a posição concessionária de quem vende não é afetada pela transação porque, terminado o período da transferência, todos os direitos retornam a ele.
- ❖ Só podem ser feitos **para usos de mesmo nível de prioridade ou superior**. Desse modo, irrigadores podem transferir seus direitos para outros irrigadores e empresas de abastecimento urbano, mas não para a indústria ou produtores de energia (seguindo ordem de prioridade da lei nacional).
- ❖ Devem ser **aprovados pela autoridade responsável**, havendo um período de um a dois meses para que ela aprove ou rejeite. Por default, as transferências são aprovadas após decorrido esse prazo sem resposta. Uma rejeição pode ser feita com base na avaliação de que a transferência produzirá efeitos negativos sobre os direitos de terceiros, impactará os regimes de vazão, prejudicará os fluxos ambientais ou ecossistemas. Além disso, as autoridades de bacias têm direito preferencial de aquisição dos volumes a serem transferidos.
- ❖ O volume a ser transferido não corresponde ao valor nominal do direito, mas ao **volume efetivamente utilizado**, com base na média dos cinco anos anteriores. Esse volume pode ainda ser ajustado conforme o plano de bacia, exigências mínimas para fluxos ambientais e situação hidrológica.

112 Por exemplo, no caso de uma usina termoeletrica que necessita de água para resfriamento e reposição de perda de vapor, caso seus proprietários não tenham direitos de uso de água registrados, ela só terá acesso à água por meio da aquisição de terras irrigáveis (com seus direitos de acesso à água) e solicitando a mudança de uso da água junto à autoridade (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

113 Não se define duração temporal máxima para a transferência. No limite, é possível que ela dure o mesmo que a própria concessão que é objeto do contrato (EMBED IRUJO, 2013).

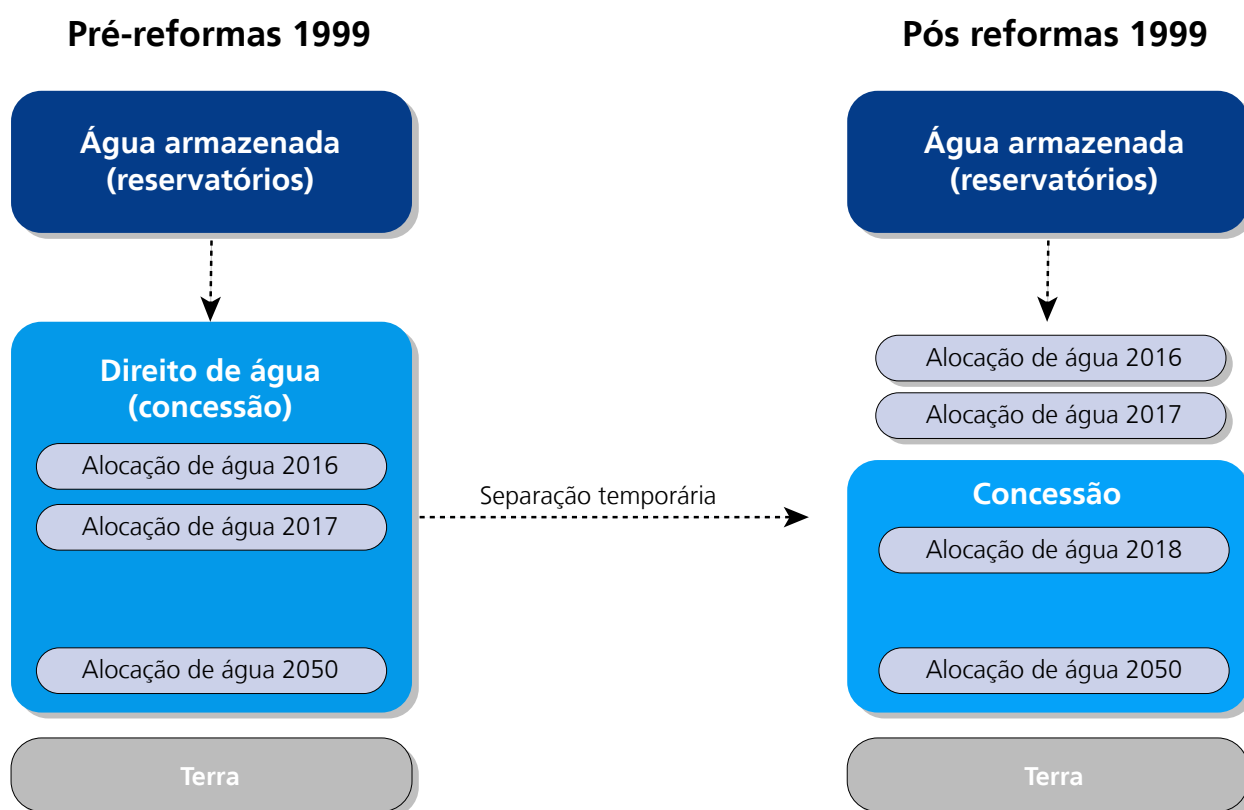
- ❖ Podem estar **sujeitas a um limite máximo de preço** estabelecido pela autoridade de bacia. Tal restrição não tem ocorrido na prática (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011; EMBID IRUJO, 2013).

Além disso, há limites geográficos para as transações, uma vez que autorizações para uso de infraestrutura pública conectando áreas de diferentes bacias só podem ser concedidas se estiverem previstas no Plano Hidrológico Nacional ou em outras leis específicas. Em outros casos, é necessário ainda solicitar autorização para construção de infraestrutura de transporte da água (EMBID IRUJO, 2013; REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Não é possível afirmar que a Reforma de 1999 promoveu a separação do direito de uso da água da propriedade da terra, pois os **direitos de uso para irrigação permanecem atrelados à terra**, ao passo que os direitos para demais usos estão condicionados a pontos de extração específicos, definidos em processo administrativo de alocação (BERBEL, KOLBERG e MARTIN-ORTEGA, 2012), sendo necessário comprovar a titularidade da terra, bem como a consonância com os planos de gestão da bacia quando da solicitação de concessão (OECD, 2015b).

O que existe é apenas a possibilidade de transferência temporária dos direitos de uso da água, garantidos pelas concessões (ilustrada na **Figura 9.2**). Nesse caso, ocorre uma desvinculação temporária entre o direito de uso da água e a propriedade da terra; desvinculação que é desfeita ao fim do contrato de transferência, quando os direitos de uso necessariamente retornam à posse do concessionário, isto é, do proprietário da terra (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

Figura 9.2 - Separação temporária dos direitos de água na Espanha



Observação: exemplo de transferência temporária dos direitos de uso de água para irrigação, relativos a uma concessão válida até 2050 e em que o contrato de transferência é válido para os anos de 2016 e 2017.

Fonte: Elaboração própria.

Em âmbito nacional, a Lei de Águas passou ainda por outra emenda em 2012, reforçando a necessidade de simplificar e acelerar processos administrativos e conferir mais flexibilidade ao sistema de gestão de águas, tendo como foco principal as águas subterrâneas. Essa reforma continuou a encorajar os detentores de direitos privados a migrar para o sistema de concessões (direitos públicos) (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Já no nível regional, cabe ressaltar que o governo de Andaluzia aprovou legislação mais avançada em 2010, diferenciando-a da Lei Nacional de Águas em três aspectos fundamentais: i) equiparação de usos entre os setores de agricultura, indústria e turismo; ii) autorização para bancos de água operarem em quaisquer situações, não se limitando a circunstâncias de escassez; e iii) possibilidade de compra de direitos em bancos de água por partes que ainda não detêm concessões (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Quadro 9.2 - Monitoramento e controle dos usos de água na Espanha

Quanto ao monitoramento e controle dos volumes utilizados, a Lei de 1999 afirma que os Organismos de bacia (as Confederações Hidrográficas) determinarão, no seu território, quais sistemas de controle dos volumes utilizados e descargas na rede pública devem ser implantados para “garantir o respeito pelos direitos existentes, permitir o planejamento e gestão adequada dos recursos e assegurar a qualidade da água”.

Assim, obrigam-se todos os titulares de concessões e todos aqueles que de qualquer outra forma tenham direito ao uso privativo da água, a instalar e manter os sistemas de medição para obtenção de informações precisas sobre os fluxos de água efetivamente utilizados e, se for o caso, retornados¹¹⁴. Embora a regra não seja estritamente colocada em prática até hoje, é indiscutível a importância de seu conteúdo e sua contribuição para que algumas autoridades de bacia impeçam ou limitem transações com base nas medições.

Fonte: Hernandez-Mora (2016).

Organização no nível local: confederações hidrográficas e associações de usuários

A Espanha talvez seja o país com histórico mais longo no desenvolvimento de autoridades governamentais formais para gestão de água no nível das bacias, sendo que os primeiros organismos datam de 1926 (BLOMQUIST, GIANANTE, et al., 2005). A maioria desses organismos são Confederações Hidrográficas (CHs): ao mesmo tempo em que são parte da administração do Estado, são também ferramentas para tomadas de decisões participativas no nível local e de bacia.

No início, a principal atribuição das CHs esteve associada à construção de infraestrutura hídrica que permitiria ao país desenvolver-se economicamente com base na expansão da agricultura irrigada e na geração de hidroeletricidade. A administração e gestão dos recursos hídricos, consoante às leis que regiam a matéria, eram designadas a outras agências, tendo havido alguns casos de fusão das atividades sob a batuta do governo central. A partir de 1985, tal fusão de atribuições, seguindo uma tendência de gestão integrada, tornou-se o padrão na atuação das CHs (BLOMQUIST, GIANANTE, et al., 2005).

A autonomia das Confederações é limitada, já que atuam de acordo com regras definidas pelos governos regionais e central¹¹⁵. A lei nacional de 1985 reconheceu 13 CHs, sendo nove delas inter-regionais e quatro intra-regionais, que deveriam ter sido (mas não foram) transferidas para os respectivos governos regionais (BLOMQUIST, GIANANTE, et al., 2005).

¹¹⁴ Conteúdo acrescentado como Parágrafo 4º do art. 53 da Lei de Águas na reforma de 1999.

¹¹⁵ A depender da abrangência da bacia (se intra-regional ou inter-regional).

Outro elemento central no desenvolvimento de políticas hídricas em solo espanhol foi a rápida constituição de uma comunidade de stakeholders envolvidos na destinação do recurso, composta por irrigadores, companhias de geração de energia hidrelétrica, e representantes do setor industrial, como construtoras e produtoras de cimento.

Nesse grupo, os irrigadores merecem particular atenção, já que são responsáveis pelo consumo de 75% dos recursos hídricos espanhóis anualmente (HERNÁNDEZ-MORA e DEL MORAL, 2015). Uma parcela significativa dos usuários agrícolas na Espanha faz parte de entidades comunitárias chamadas “Associações de Usuários de Água” (AUA).

Mediante o aceite dos usuários membros, a AUA pode se tornar detentora dos direitos de uso da água designados a cada um de seus membros. Nesse caso, são as AUA que gerenciam os recursos e participam dos mercados de água, e não mais os agricultores individualmente, de modo que as decisões de compra e venda são tomadas em assembleia (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014). Tais atores aparecerem com frequência como responsáveis pelas principais transações de mercado.

Garrido e Calatrava (2006) afirmam haver 6 mil comunidades de irrigação na Espanha, algumas delas com séculos de existência. Representantes dessa categoria inclusive teriam tido papel central nas origens dos mercados formais de água no país, a fim de assegurar a disponibilidade de água em bacias com elevada produtividade agrícola, mas que já se encontravam “fechadas”.

Isso vinha ocorrendo por meio de transferências entre bacias, sobretudo entre a do Tejo e do Segura, condicionadas à existência de volumes mínimos nos reservatórios localizados nos reservatórios da cabeceira do Tejo¹¹⁶ (PALOMO-HIERRO, 2016).

Bacias fechadas são aquelas para quais não se pode disponibilizar novas concessões.

As comunidades de irrigação modernas têm regras formais e outras que se transmitem pelos hábitos, além de seguir procedimentos democráticos para tomadas de decisão, isto é, exigem maioria dos votos para aprovação de novas regras (GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012). Esses grupos seguem atuando, com diferentes graus de envolvimento, na construção e desenvolvimento das instituições e regras que governam o funcionamento do mercado de água na Espanha.

¹¹⁶ Reservatórios de Entrepeñas e Buendía.

Quadro 9.3 - Recepção da reforma de 1999 pela sociedade espanhola

Inicialmente, a reforma de 1999 despertou críticas em alguns segmentos da sociedade espanhola, sobretudo de movimentos ambientalistas e grupos políticos socialistas (Partido Socialista e Izquierda Unida), além de algumas associações de pequenos e médios agricultores, que apresentaram resistência à “ideia de tratar um bem essencial à vida como commodity, um bem privado” e preocupação com supostos efeitos que os mercados poderiam gerar, tais como a expulsão de pequenos agricultores do campo ou concentração de recursos em áreas ou setores de maior produtividade.

Apesar disso, mesmo esses movimentos que inicialmente se mostravam contrários aos mercados de água passaram a apoiar as mudanças na legislação que permitiram a comercialização de direitos de uso de água na Espanha. Surpreendentemente, houve consenso de que a alocação baseada em instrumentos de mercado poderia afinal trazer benefícios, como: o reconhecimento de que a água é um recurso escasso; a introdução da dimensão econômica na decisão dos usuários; a ampliação da capacidade de resposta em relação a eventos de escassez por parte de municípios (que são cercados por distritos de irrigação); e uma alternativa às transferências de grandes distâncias, o que evitaria diversos conflitos sociais, políticos e ambientais.

Possivelmente o fato de se tratar da adoção fortemente regulada de instrumentos de mercado contribuiu para sua receptividade mesmo entre grupos inicialmente reticentes. Ainda assim, há pouca atividade nos mercados formais de água na Espanha, por exemplo, devido à resistência de alguns agricultores em negociar seus direitos e oferecer oportunidade para os órgãos reguladores revisarem suas alocações, a partir de uma compreensão de que os volumes inicialmente alocados seriam excessivos.

Fonte: Garrido, Rey e Calatrava (2012); Hernández-Mora e De Moral (2015); e Hernández-Mora (2016).

9.2 Mercados de Águas: Diversidade de Práticas

A expressão “mercados de água” assume um significado mais abrangente quando se consulta a literatura sobre uso de IEs na gestão de recursos hídricos na Espanha. Em primeiro lugar, existem transações informais em nível local em diversas regiões no Sul e no Leste da Espanha (**Quadro 9.4**). Essas transações ocorriam mesmo antes da reforma de 1999. Segundo, existe comércio dos direitos privados referentes à extração de águas de aquíferos (que foram mantidos por seus proprietários).

Terceiro, existem contratos de transferência temporária das concessões públicas, sob a reforma de 1999. Quarto, durante a seca que ocorreu entre 2005 e 2008, um Decreto Real autorizou temporariamente o comércio de direitos de água entre bacias diferentes. E por fim, a reforma de 1999 autorizou agências de bacias a constituírem e operarem bancos de água em condições de seca e escassez extrema, visando assegurar objetivos ambientais, bem como a disponibilidade de água para uso urbano (GARRIDO e CALATRAVA, 2009, apud GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012).

Ainda, existem mercados de opções sobre direitos de uso, que geralmente tem como objeto subjacente os direitos temporários. Em caso de seca, poderiam se beneficiar desse tipo de contrato os usuários que precisam assegurar a entrega de água futura (por exemplo, empresas de abastecimento urbano), que comprariam de usuários para os quais é possível abrir mão dos direitos de água temporariamente (produtores agrícolas). A legislação espanhola não menciona explicitamente os mercados de opção, tampouco os proíbe, de

Um contrato de opção de compra dá a seu comprador o direito/a possibilidade (mas não a obrigação) de compra de direitos em uma data futura a um preço predeterminado. É apropriado para lidar com escassez conjuntural.

tal modo que já existem casos que se assemelham a esse modelo envolvendo irrigadores nas bacias do Tejo e Segura¹¹⁷ (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016).

A **Figura 9.3** destaca as principais características dos “mercados” na Espanha e épocas em que vigoraram. Na transição de cor das flechas que saem da esquerda para a direita, a figura reflete o fato de que algumas transações iniciadas a partir de contratos informais eventualmente evoluíram e deram origem a acordos formais ou adjudicações¹¹⁸. Muitos casos que envolvem o fornecimento de água ou serviços essenciais a determinados usuários estariam ainda em um “limbo jurídico”¹¹⁹ (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

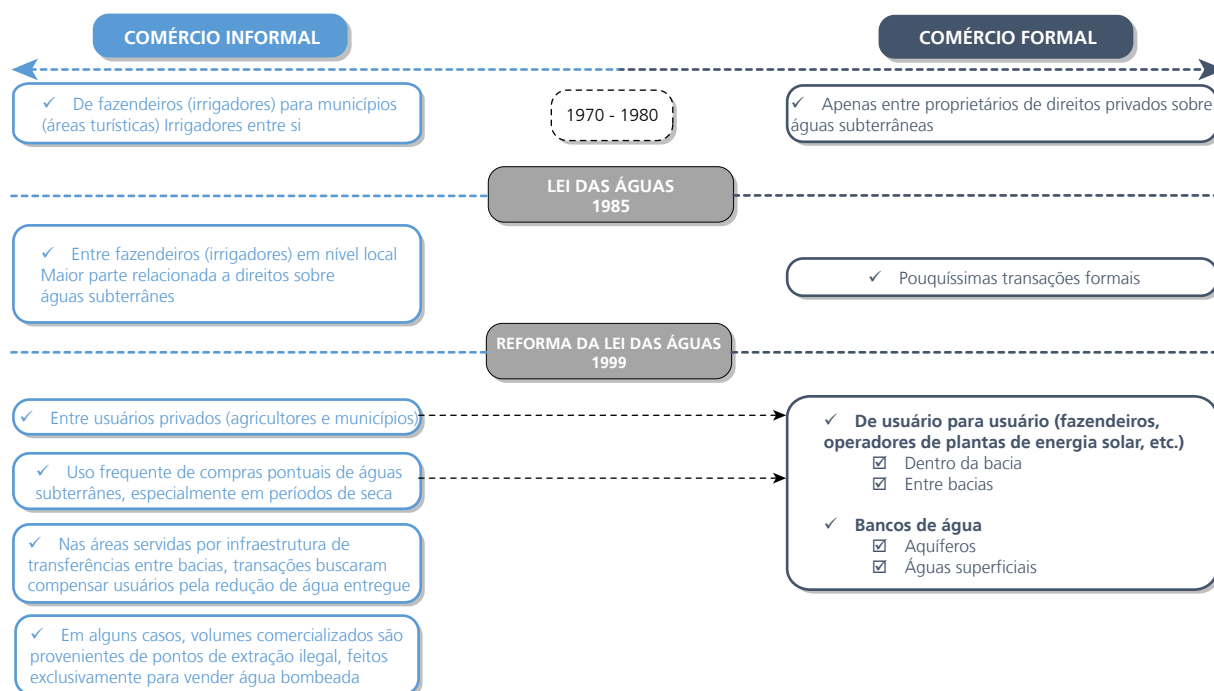
Quadro 9.4 - Mercados informais na Espanha

Na Espanha, principalmente em áreas de maior escassez hídrica como a costa mediterrânea, a região sudeste e as Ilhas Canárias, transações informais tradicionalmente existiram, porém sempre restritas a pequenas escalas em âmbito local. A existência de mercados informais na Espanha mostrou e, de alguma forma, ainda mostra que há espaço para a realocação dos recursos entre usuários e fortalecimento da segurança hídrica.

Há relatos de comércio informal de água envolvendo até mesmo prefeituras que participaram de transações com fazendeiros, principalmente para atender aumento de demanda decorrente do turismo. Exemplo disso seria o de Benidorm (Alicante), cuja população é de 70 mil habitantes, mas que pode chegar a 400 mil nas altas temporadas. Um acordo com horticultores teria resultado na troca de águas residuais urbanas tratadas por água de alta qualidade (captada diretamente de fontes frescas).

Fonte: Hernández-Mora e De Stefano (2013) apud Gómez-Limón e Calatrava (2016); Rey, Garrido e Calatrava (2014); Berbel et al. (2014).

Figura 9.3 - Comércio formal e informal de direitos de água na Espanha



Fonte: Adaptado de Rey, Garrido e Calatrava (2014, p. 133).

117 Apesar de proposta, essa negociação de opções sobre direitos de uso não foi levada adiante devido à limitação de transferência de direitos a volumes efetivamente utilizados nos cinco anos anteriores (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016).

118 Ato, judicial ou administrativo, pelo qual se dá a alguém a posse de determinado bem.

119 Possivelmente porque uma adjudicação teria o potencial de comprometer o acesso à água para satisfação de necessidades essenciais de alguns usuários.

Transferência de concessões na mesma bacia

As transações formais de concessões entre usuários de uma mesma bacia têm sido pouco expressivas. Um dos casos mais relatados dessa categoria de comércio é o da bacia do Tejo em 2002, envolvendo a comunidade de irrigadores do Canal de Henares, vendedora, e uma empresa de abastecimento urbano (Mancomunidad de Canales del Sorbe), que adquiriu os direitos a fim de assegurar o abastecimento de municípios como Guadalajara e Alcalá de Henares.

O acordo teve validade até 2012, prevendo uma transferência anual de até 20 hm³, volume que nunca foi atingido. Em 2004 houve a transferência de 4 hm³, e em 2005 de 14 hm³. O custo da transação envolveu um componente fixo correspondente a EUR 38 mil por ano¹²⁰ e um custo variável de EUR 0,04/m³ para os primeiros 4 hm³ e EUR 0,02/m³ para o volume acima disso (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016).

Na bacia do Segura também foram firmados 54 contratos de transferências entre os anos de 2000 e 2008 correspondentes a um volume total de 19 hm³. Para transações envolvendo apenas irrigadores, o preço acordado estava atrelado à tarifa que se cobrava para as transferências recebidas do Tejo (ver abaixo) e girou em torno de EUR 0,17/m³, ao passo que a transação que direcionou água para uma empresa de abastecimento urbano foi fechada a um preço de EUR 0,30/m³ (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016).

Ainda, na Bacia de Guadalquivir, diversas transferências foram aprovadas para um único usuário, que trocou seus direitos na parte inferior da bacia por direitos na parte superior, onde a salinidade da água é inferior (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014). O último contrato envolvendo transferência formal de concessões foi firmado em 2011 e renovado em 2012 na bacia do Segura, envolvendo um volume de 2 hm³ (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

Quadro 9.5 - Participação de empresas de abastecimento urbano no mercado

Todas as transações intra-bacia de que se tem registro têm como vendedores comunidades de irrigadores (Comunidade de Regantes ou CR, em espanhol). Na maioria dos casos, esse tipo de organização é também compradora, com exceção do caso Henares-Sorbe, mencionado acima, e da transferência de 1,2 hm³ de uma CR em Hellín para a Mancomunidad de los Canales del Taibilla, em 2006 na bacia do Segura, em que o comprador tinha como finalidade o abastecimento urbano. Assim, ainda que empresas de abastecimento urbano/doméstico tenham prioridade de atendimento com relação aos outros usos, elas também podem participar do mercado de água.

Em alguns casos, Comissões de Seca são formadas durante eventos de escassez hídrica, as quais podem exigir que os agricultores abram mão de seus direitos (concessões), por vezes, sem nenhuma compensação. Nesse sentido, o mercado de água pode ser um instrumento acessório para a mediação de conflitos, ao contemplar uma compensação pela abdicação do uso.

Fonte: Palomo-Hierro e Gómez-Limón (2016) e Hernández-Mora (2016).

120 Em 2011 esse valor correspondeu a EUR 57 mil ao ser atualizado pela inflação.

Bancos públicos de água

A criação de bancos de água (centros de intercambio) por entidades públicas está prevista na reforma de 1999. Trata-se de instituições ou medidas que permitem às autoridades de bacia fazer ofertas públicas de compra de direitos de água, que podem ser transferidas subsequentemente a outros usuários (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011).

Por serem autorizados a adquirir direitos tanto públicos (concessões) como privados, os bancos de água constituem meio alternativo para que o Estado reduza o volume de água que se encontra fora de seus domínios alterando a propriedade privada da água em propriedade pública (EMBID IRUJO, 2013), já que o governo não obteve tanto êxito nesse objetivo durante os anos que se seguiram à Lei das Águas de 1985.

Os bancos de água na Espanha, logo, não foram concebidos para atuar como intermediários entre vendedores e compradores potenciais de direitos de água. A implementação de estruturas dessa natureza tem, inclusive, sido limitada pelo fato de que a legislação autoriza seu funcionamento apenas em situações excepcionais (secas extremas ou exploração excessiva de aquíferos), além de exigir recursos orçamentários para realizar as ofertas públicas de compra de direitos de água (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011; EMBID IRUJO, 2013; PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015).

Isto é, os bancos de água têm servido principalmente a propósitos ambientais (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016). Exceção é o caso da CA de Andaluzia, que autoriza o funcionamento de bancos de água em caráter contínuo e também com objetivo de criar um estoque para uso futuro, de vender direitos para outros usuários (atuando como um intermediário) e evitar desequilíbrios na distribuição dos recursos, configurando uma forma de atender demandas emergentes de usuários que ainda não possuem direitos (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Até 2013, haviam sido constituídos bancos de água nas bacias do Júcar, Segura, Guadiana e Guadalquivir, com base no Decreto-Lei Real 15/2005, motivados pela grande seca que atingiu a Espanha naquele ano. A situação de excepcionalidade foi prorrogada por meio de outros decretos-lei reais até 2008, quando se considerou finalizado o período de seca.

No caso dos bancos de água de Júcar, Segura e Guadiana, o comprador (e operador dos bancos) é a autoridade da bacia. Os preços pagos pelos direitos variam conforme a produtividade da água em cada região e os vendedores são geralmente fazendeiros que abdicam de seus direitos em troca de uma compensação financeira (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Quadro 9.6 - Atuação dos bancos de água na Espanha

TA atuação dos bancos de água pode visar a correção de desequilíbrios tanto estruturais quanto conjunturais. No caso do banco de água da bacia do Guadiana, foram feitas aquisições permanentes de direitos de irrigadores (tratando-se, portanto, de atuação estrutural), com o objetivo de recuperar o aquífero de La Mancha Ocidental e (futuramente) realizar novas concessões. As aquisições foram feitas em 2006/2007 e 2008/2009, envolvendo volumes de 9,76 hm³ e de 18 hm³, respectivamente, a EUR 0,18/m³.

Já na bacia do Júcar, aquisições temporárias de direitos de uso de irrigadores tiveram como objetivos reduzir a extração de água do aquífero de La Mancha Oriental e melhorar a situação das águas superficiais no trecho alto do Rio Júcar, restabelecendo os fluxos ambientais e permitindo mais uso de água à jusante sem um beneficiário específico. Os volumes transacionados foram mais expressivos e os preços mais altos: em 2006/2007 foram comprados direitos correspondentes a 27,3 hm³ a EUR 0,19/m³, enquanto em 2007/2008 foram adquiridos 50,6 hm³ a EUR 0,25/m³.

Por fim, também houve aquisições temporárias de 6 hm³ pelo banco de água da bacia do Segura em 2007/2008 para minimizar os impactos da seca e assegurar abastecimento urbano e fluxos ambientais.

Fonte: Garrido e Llamas (2009); Garrido, Rey e Calatrava (2012); e Palomo-Hierro e Gómez-Limón (2016).

Transferências entre bacias hidrográficas

Uma característica particular dos mercados na Espanha reside no fato de que é possível haver transferências entre bacias. Todas as transações entre bacias via mercado envolveram a transferência de água da região sul do plateau de Castilla de La Mancha e das cabeceiras da bacia do Guadalquivir para as áreas mais áridas do sudeste espanhol, como as províncias de Murcia e Almería (GARRIDO e LLAMAS, 2009; GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012).

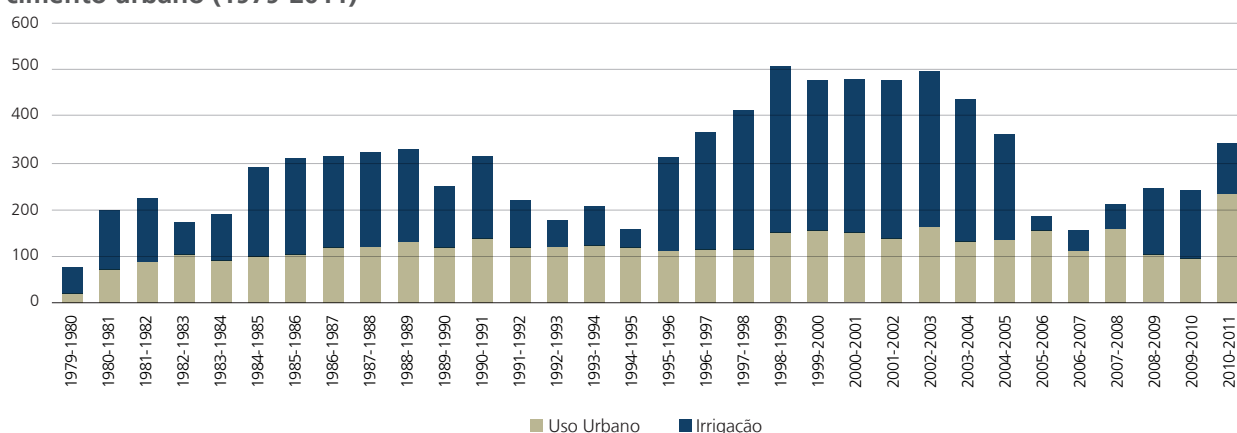
Esse tipo de transferência constituía uma exceção no arcabouço da reforma de 1999, uma vez que requeria autorização do Ministério do Meio Ambiente, além de estar devidamente prevista no Plano Hidrológico Nacional ou em leis específicas que regulassem cada transferência (EMBID IRUJO, 2013). De fato, as transferências que se observaram entre 2005 e 2008 foram explicitamente autorizadas por Decretos Reais¹²¹. Outro elemento comum a essas transferências que ocorreram entre 2005 e 2008 foi a isenção da cobrança da taxa pelo uso da infraestrutura de transporte da água por parte do Ministério do Meio Ambiente, por se tratar de situação de escassez extrema (GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012).

No passado, transações entre bacias do Tejo e do Segura envolveram vendas de direitos de distritos de irrigação na primeira para distritos de irrigação e empresas de abastecimento urbano na segunda (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014) (vide **Figura 9.4** e **Quadro 9.7**), respeitando, portanto, a regra de transferências apenas para usos de prioridade de mesmo nível ou superior (segundo a Lei Nacional de Águas).

Esses casos emblemáticos configuram, na realidade, um arranjo institucional específico entre entidades de duas bacias distintas e não um mercado de água propriamente, em que indivíduos tomam decisões de forma descentralizada com base em sinais de preço que são de amplo conhecimento entre os agentes. Além disso, essas transferências ocorriam antes mesmo da Reforma de 1999.

121 Embid Irujo (2016) expõe minuciosamente as modificações legislativas introduzidas por Decretos Reais no período entre 2005 e 2009 para lidar com a urgência da seca autorizando transferências entre diferentes territórios (bacias) e a forma como as disposições para casos de emergência (exceções) estão se transformando em regras gerais.

Figura 9.4 - Volume transferido via Aqueduto Tejo-Segura (GL) para irrigação e empresas de abastecimento urbano (1979-2011)



Fonte: San Martín (2011) apud Rey, Garrido e Calatrava (2014).

Quadro 9.7 - Perfil das transferências ocorridas via aqueduto Tejo-Segura

De 2001 a 2004, houve transações entre a Unidad Sindical de Usuarios del Júcar, que representava irrigadores e a empresa geradora de hidroeletricidade Iberdrola, que vendeu direitos desses usuários (entre 6 hm³ e 12 hm³ por ano) para uma empresa de abastecimento urbano (Mancomunidad de los Canales del Taibilla), que se comprometeu a indenizar a Iberdrola e cobrir custos relacionados à infraestrutura de transporte da água e bombeamento de águas subterrâneas, com o intuito de substituir os volumes adquiridos, o que teria resultado em um custo de EUR 0,25/m³.

Outras transações envolvendo volumes maiores tiveram como compradores irrigadores na bacia do Segura (Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura). Nesse caso, transações envolveram a transferência de 94,5 hm³ entre 2006 e 2009, a preços que variaram entre EUR 0,19 e EUR 0,22/m³.

Por fim, o aqueduto Tejo-Segura permitiu a celebração de três contratos que previam a transferência de até 40 hm³ por ano entre uma comunidade de irrigadores e Mancomunidad de los Canales del Taibilla, empresa de abastecimento urbano. Em 2008, esse volume chegou a quase 37 hm³ e o preço praticado foi de EUR 0,27/m³.

Fonte: Palomo-Hierro e Gomez-Limon (2016).

Quadro 9.8 - Transferências entre as bacias de Guadalquivir e Andaluzia

Outro exemplo de transferência temporária de direitos de uso de água ocorreu em 2007 e 2008 entre Negratin (Bacia de Guadalquivir) e Almanzora, na região da Andaluzia (sul da Espanha). Guadalquivir é a maior área de irrigação na Espanha, compreendendo 845 mil hectares de produção de oliveiras, frutas cítricas e pêssegos, além de outras culturas, como algodão, milho, girassol e, em menor escala, beterraba. Em Almanzora concentram-se estufas e culturas de alto valor, constituindo a área de agricultura irrigada mais rentável da Espanha.

Assim, agricultores da bacia de Guadalquivir que cultivavam arroz e outros produtos de ciclo anual venderam seus direitos para agricultores da bacia de Almanzora que vivem da horticultura e produção de frutas cítricas. A diferença de produtividade da água entre as duas regiões (EUR 0,25/m³ em Guadalquivir e EUR 1,6/m³ em Almanzora) favoreceu a transferência.

A transação se deu por meio da Aguas de Almanzora¹²² que adquiriu direitos de diversas comunidades de irrigadores na bacia de Guadalquivir, envolvendo volume de 30 hm³ a preços em torno de EUR 0,18/m³. O caso envolveu também autocontratos (20 hm³), em que ela apenas transferiu seus direitos de uma bacia para outra, embora o volume correspondente a tais direitos tenha sido drasticamente reduzido devido ao ajuste em relação ao consumo histórico, aos impactos ambientais da transferência e à correção das alocações devido à seca.

Fontes: Giannocarro e Berbel (2011); Rey, Garrido e Calatrava (2014); e Palomo-Hierro e Gómez-Limón (2016).

¹²² Aguas de Almanzora SA é uma sociedade constituída por 17 comunidades de irrigadores do Vale de Almanzora (norte de Almería) para explorar recursos hídricos via aqueduto (Negratin-Almanzora) (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016).

9.3 Considerações Gerais, Resultados e lições Aprendidas

Entre os fatores que favoreceram a introdução dos mercados de água na Espanha está a constatação da falta de efetividade dos outros meios que poderiam servir à realocação de água, tais como a revisão de concessões, expropriação de direitos ou uma realocação por meio de lei. Tais meios não funcionaram (ou não estão funcionando) porque de um lado enfrenta-se a resistência das partes afetadas e, de outro, há um considerável custo econômico que tais medidas impõem às contas públicas (EMBID IRUJO, 2013; GÓMEZ-LIMÓN e CALATRAVA, 2016).

As principais mudanças institucionais na legislação de recursos hídricos que tiveram implicações para o desenvolvimento de mercados de água ocorreram após períodos de seca. A Reforma de 1999, por exemplo, ocorreu após a seca da década de 1990 (entre 1991 e 1995), que resultou em grandes perdas econômicas e fortes restrições no abastecimento urbano de água (DE STEFANO e HERNÁNDEZ-MORA, 2016).

Os mercados de água na Espanha ganharam maior relevância somente a partir de 2005, especificamente no período 2006-2008, com volumes transacionados que representam apenas 1% do uso consuntivo, apesar de chegar a quase 5% em situações de seca em algumas bacias (Tabela 9.2 e Tabela 9.3). Embora a legislação permita transações tanto temporárias como permanentes (direitos privados) das concessões, as atividades de comércio têm sido raras, ocorrendo principalmente em virtude de condições de seca (BERBEL, BOUSCASSE, et al., 2014).

Por ora, contudo, nenhuma instituição governamental realizou estudos ou publicou informes com vistas a avaliar o desempenho e os impactos dos mercados de água na Espanha. Não há, portanto, estatísticas oficiais sobre o número de operações, volumes transacionados, preços pagos ou agentes envolvidos, o que dificulta também qualquer tentativa de avaliação independente (GÓMEZ-LIMÓN e CALATRAVA, 2016).

Tabela 9.2 - Volumes transacionados por tipo de transferência, em condições normais e de seca (hm³)

Tipo	2001-2004 (Normal)	2005-2008 (Seca)	2009-2011 (Normal)	Total 2001-2011
Intra-bacia	46,66	77,99	31,7	156,35
Entre bacias		204,34	31,05	235,39
Ofertas Públicas ¹		198,34		198,34
Total	46,66	480,67	62,75	590,08

1 Ofertas públicas de aquisição de direitos de uso de água
Fonte: Palomo-Hierro, Gómez-Limón & Riesgo (2015, p. 659).

Tabela 9.3 - Volumes utilizados e transacionados, por bacia em 2007 (hm³)

Bacia	Uso total de água	Transferências internas	Transferências entre bacias ¹	Ofertas públicas	Vol. total transferido	Total transferido / Uso total (%)
Guadalquivir	3.790,47		(-) 33,21		33,21	0,88
Guadiana	2.261,92			9,52	9,52	0,42
Júcar	3.138,55		(-) 6,10	27,30	33,40	1,06
Segura	1.820,83	0,71	(+) 74,50	3,00	78,21	4,30
Andaluzia-Mediterrâneas	1.337,78	0,90	(+) 33,21		34,11	2,55
Tejo	2.830,00		(-) 68,40		68,40	2,42
Outras bacias	16.444,06					0,00
Total	31.623,61	1,61	107,71	39,82	150,83	0,48

1 Sinais positivos indicam que a bacia importou água e sinais negativos indicam que água foi exportada da bacia.
Fonte: Palomo-Hierro e Gómez-Limón (2016, p. 88).

Em termos gerais, considera-se que sob condições de escassez, os mercados mostraram-se instrumentos efetivos para realocar água para usos de maior valor econômico (PALOMO-HIERRO, GÓMEZ-LIMÓN e RIESGO, 2015). No entanto, é preciso reconhecer que eles funcionaram primordialmente em situações de emergência, baseando-se em exceções quanto aos instrumentos legais, isto é, dependentes de ações administrativas para lidar com uma crise, sem constituírem um elemento essencial da gestão de recursos hídricos (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011).

Diante das barreiras ainda existentes, de natureza técnica, institucional e até cultural, Palomo-Hierro e Gómez-Limón (2016) ressaltam que é preciso haver uma grande diferença nas produtividades marginais da água para justificar a realização de transações, ou seja, para que os ganhos de eficiência superem os custos de transação. Nesse sentido, com algumas exceções, o potencial para transações entre usuários de uma mesma bacia é limitado, já que as diferenças nas disposições a pagar e a receber não são significativas (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014).

Assim, mais importante do que a heterogeneidade entre os usos econômicos, teria sido a intensidade com que eventos de seca afetam os direitos dos usuários (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014). Entretanto, se depender desses tipos de transação, os mercados de água na Espanha encontrarão forte resistência para seguir adiante, dado que as transferências de água entre bacias, geralmente, suscitam alguma controvérsia.

As transações de concessões no caso espanhol também podem agravar situações de escassez, quando relativas a alocações concedidas em excesso às necessidades do usuário original. Nesse caso, o monitoramento e fiscalização dos volumes efetivamente utilizados são cruciais para assegurar que os mercados estão contribuindo para a alocação mais eficiente dentro dos limites disponíveis para uso na bacia (GÓMEZ, DELACÁMARA, et al., 2011).

Além disso, há fortes críticas sobre a extração excessiva e não controlada de aquíferos. De fato, os mercados não podem se desenvolver quando muitos usuários têm acesso ilimitado a fontes de água subterrânea a custos reduzidos. Nesses casos, os mercados provocam o incentivo perverso de se extrair ainda mais esses recursos que já estão sobre-explorados em muitas regiões da Espanha (GÓMEZ e DELACÁMARA, 2016).

Em adição, praticamente não se nota a participação de usuários individuais. Na realidade, a participação de órgãos governamentais e agências de água como compradores tem sido a regra e não exceção (GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012). A maior parte dos agricultores, por sua vez, atua por meio de representações (comunidades de irrigadores), algo que pode ser um entrave ao desenvolvimento dos mercados, já que torna mais difícil explorar a heterogeneidade entre usuários. Com efeito, Rey, Garrido e Calatrava (2014) afirmam que as associações são menos propensas a participar dos mercados.

Arbitrariedade, incerteza e disponibilidade de informações

A despeito das transações formais que ocorreram por mais de uma década envolvendo direitos de água na Espanha, pairam incertezas sobre a operação futura desses instrumentos. Por exemplo, há pouca objetividade nos critérios utilizados para aprovação ou reprovação das transferências de direitos, especialmente entre bacias distintas, algo problemático, uma vez que usuários de água tendem a basear suas decisões também em virtude das transações passadas (GARRIDO, REY e CALATRAVA, 2012).

Adicionalmente, grande insegurança jurídica reside no fato de as concessões poderem ser revogadas, alteradas ou interrompidas pelas autoridades de bacia caso observadas condições que embasem essas decisões (REY, GARRIDO e CALATRAVA, 2014). Há, portanto, riscos associados ao grau de arbitrariedade com relação à atuação das autoridades e, conseqüentemente, considerável incerteza para que os usuários comercializem seus direitos. Palomo-Hierro, Gómez-Limón e Riesgo (2015) alertam, inclusive, para a possibilidade de os usuários desistirem de realizar transações com receio de que a autoridade responsável pela revisão das concessões interprete a disposição a vender água como resultado de uma alocação excessiva que necessita ser reduzida.

O bom funcionamento de um mercado depende de dados confiáveis e disponíveis para assegurar que: i) não ocorram fraudes ou equívocos que permitam consumo além do previsto nos direitos (concessões); e ii) os usuários tenham os sinais corretos (preços) para embasar suas tomadas de decisão.

No que diz respeito ao primeiro aspecto, desde a lei de 1999, é requerida a instalação de instrumentos de medição de consumo por parte dos usuários que detêm concessões (HERNÁNDEZ-MORA, 2016). Tal provisão, caso seguida, facilitaria a gestão dos recursos hídricos no país e a avaliação dos resultados e impactos decorrentes das transações do mercado.

Quanto às informações relacionadas às transações em si, só recentemente a legislação espanhola introduziu a exigência de registro das informações relacionadas aos contratos de transferência de concessões por meio do Decreto Real 670/2013 (PALOMO-HIERRO e GÓMEZ-LIMÓN, 2016). Entretanto, tais medidas ainda não surtiram o devido efeito e não resultaram em maior transparência, como consequência o acesso às informações dos mercados de água permanece difícil (PALOMO-HIERRO, 2016). A **Tabela 9.4** sintetiza as principais lições que a experiência espanhola traz para o desenho de mercados de água:

Tabela 9.4 - Lições da experiência espanhola

Lição	Categoria	Descrição
1	Superalocação dos recursos existentes	- É essencial que em bacias “fechadas” estabeleçam-se objetivos claros referentes a volumes que podem ser alocados (cap), inclusive vazões mínimas (padrões ecológicos aceitáveis), e procedimentos para satisfazer demandas de novos usuários (caso necessário).
2	Direitos de água	- A possibilidade de revogação ou alteração das concessões a qualquer momento gera insegurança entre usuários e chega a impedir que eles transacionem direitos ociosos, com receio de que sejam permanentemente reduzidos.
3	Abordagem incremental	- Quanto maior a abrangência mercado, maiores são os riscos (efeitos negativos não previstos); - Importante monitorar resultados e conduzir ajustes ao longo do tempo.
4	Perfil dos usuários e tamanho dos mercados	- Caso nível de agregação seja muito elevado (ex. comunidades de agricultores), é possível que não haja heterogeneidade suficiente para justificar trocas entre usuários.
5	Governança	- Mecanismos para fortalecimento da transparência e participação social são fundamentais para minimizar conflitos e atingir resultados equilibrados.
6	Equilíbrio entre controle e flexibilidade	- As restrições aplicáveis às transferências de concessões na Reforma de 1999 facilitaram a aceitação pública para o surgimento dos mercados; - À medida que restrições são retiradas para permitir mais flexibilidade nos mercados, é fundamental observar se impactos sobre terceiros e sobre os padrões ecológicos não estão gerando resultados pouco equilibrados.
7	Monitoramento e disponibilidade de informações	- Sem uma base histórica dos dados relativos a consumo efetivo, as autoridades locais não são capazes de aplicar regras que restringem as transações a médias históricas.

Fonte: Elaboração própria.

10 Brasil: Diagnóstico do Cenário Atual

A gestão dos recursos hídricos é um problema complexo para o qual um enfoque econômico pode oferecer valiosas contribuições. Ao passo que certo viés econômico já esteja refletido em alguns aspectos do arcabouço governando a extração e o uso da água no Brasil, o país não conta, por exemplo, com instrumentos econômicos baseados em mercados em seu rol de opções para lidar com eventos de escassez. Justifica-se, logo, uma exploração acerca da possível adoção de mercados de direitos de uso de água nas bacias hidrográficas brasileiras.

Novas políticas públicas e instrumentos regulatórios, entretanto, não são adotados no vácuo. Antes de realizar conjecturas sobre o desenho de um novo mecanismo para a gestão dos recursos hídricos no país é, portanto, necessário compreender como o atual arranjo legal opera, a partir tanto das regras formais dispostas em leis, normas ou resoluções, quanto das percepções e interpretações que gestores, usuários de água e acadêmicos fazem desse corpo jurídico.

10.1 Considerações Jurídicas Acerca do Uso de Instrumentos Econômicos para a Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

Esta seção apresenta uma breve análise sobre aspectos jurídicos que podem ser incorporados a discussões mais amplas sobre o papel de instrumentos econômicos que não a cobrança pelo uso da água, já prevista no arcabouço atual, para uma gestão mais eficiente e sustentável dos recursos hídricos no País.

Relembrando, IEs compreendem quaisquer mecanismos pelos quais usuários de água voluntariamente transacionam (realocam) seus direitos de uso (ou extração) de água, parcial ou totalmente, temporária ou permanentemente, de acordo com suas necessidades e obedecendo a eventuais condições impostas pelo Poder Público. A análise não tem pretensões de exaurir o tema e explora somente a aplicabilidade de IEs inovadores do ponto de vista jurídico, ou seja, sob a ótica do arcabouço normativo vigente¹²³.

Esses instrumentos podem ser considerados como “inovadores” para o caso brasileiro, já que não estão previstos de forma explícita na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) ou nas demais fontes normativas associadas.

123 Não é realizado, por exemplo, estudo acerca de decisões judiciais envolvendo disputas sobre direitos de água no Brasil.

Direito de águas

O Direito de Águas pode ser definido como “o conjunto de princípios e normas jurídicas que disciplinam o domínio, uso, aproveitamento, a conservação e preservação das águas, assim como a defesa contra suas danosas consequências” (POMPEU, 2006, p. 39). O conceito abrange um amplo conjunto de normas jurídicas de cunho civil, ambiental e administrativo, que “objetivam garantir melhorias na qualidade e quantidade disponível desse recurso, para as atuais e futuras gerações” (GRANZIERA, 2014).

As principais fontes normativas abordadas neste trabalho são: a Política Nacional do Meio Ambiente de 1981 (PNMA), a Constituição Federal de 1988 (CF), a Lei no 9.433 de 1997, que institui a PNRH, entre outras deliberações¹²⁴, a Lei no 9.984 de 2000, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA) e o Código Civil de 2002. Existem, ainda, diversos outros instrumentos normativos que, apesar de relevantes, não serão abordados nessa seção¹²⁵.

Nesse momento inicial, é interessante trazer à tona uma possível distinção entre o sentido da palavra “água” e a expressão “recursos hídricos”. Água pode ser considerada o “elemento natural, descomprometido com qualquer uso ou utilização (...)”. Já recurso hídrico pode ser definido como “a água como bem econômico, com fins utilitários” (POMPEU, 2006, p. 2).

O Código de Águas de 1934¹²⁶, por exemplo, tem tal nome por tratar de questões abrangentes do elemento líquido, incluindo usos econômicos ou não. Já a PNRH não se chama Lei das águas ou algo similar, justamente por abordar a água na condição de recurso dotado de valor econômico¹²⁷.

Essas definições, apesar de relevantes, nem sempre serão seguidas no decorrer desta seção (e da publicação), que aborda diversas fontes secundárias de informação, as quais não necessariamente adotam entendimento similar.

124 Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei no 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei no 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

125 Tais como: O Código de Águas de 1934 (Decreto no. 24.643 de 1934); a Lei no 9.985 de 2000, que cria o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC); a Lei no 11.445 de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; a Lei no 12.305 de 2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); o Código Florestal, regulado por meio da Lei 12.651 de 2012; além dos arcabouços normativos estaduais e municipais.

126 O Código de Águas encontra-se, em grande parte, superado, em especial no que concerne aos artigos que tratam da apropriação de águas por particulares. Tais disposições foram revogadas de forma tácita pela CF e PNRH, entre outras, que definem todas as águas como públicas. Contudo, algumas previsões contidas no Código ainda estão em vigor, tais como aquelas que dispõem sobre relações de vizinhança e que asseguram o trânsito de usuários por terrenos particulares para o acesso à água (FREIRIA, 2007).

127 Art. 1, inciso II.

Dominialidade das águas públicas

Numa visão jurídica baseada no direito privado, domínio tem conotação similar à “propriedade”, como pode ser inferido a partir das definições inseridas na parte geral do Código Civil, em especial as seções que tratam das diferentes classes de bens¹²⁸. Veja-se o art. 98 da referida norma, o qual estabelece que: “São públicos os bens do domínio nacional pertencentes às pessoas jurídicas de direito público interno; todos os outros são particulares, seja qual for a pessoa a que pertencerem” (grifo nosso). Veja-se também o artigo subsequente (art. 99), que define como um dos três tipos de bens públicos: “os de uso comum do povo, tais como rios, mares, estradas, ruas e praças”.

Em consonância com os artigos 98 e 99 do Código Civil, a CF define todas as águas como públicas, que podem ser bens da União ou dos Estados Federados. São bens da União: “os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais”¹²⁹.

As nomenclaturas jurídica e econômica não necessariamente estão alinhadas. Esse é o caso do termo “bens públicos”, por exemplo.

São bens dos Estados: “as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União”¹³⁰. Tal dupla dominialidade das águas, todavia, ainda é acompanhada por constantes indefinições quanto ao papel a ser desempenhado pelos diferentes entes da federação¹³¹ (ABERS e JORGE, 2005).

Com base nesses preceitos da CF e do Código Civil, a União e os Estados poderiam ser considerados os proprietários das águas brasileiras, podendo usar, gozar, dispor e reaver sua propriedade¹³² como melhor entender. No entanto, demais estipulações da própria CF e de leis ordinárias (tais como a PNMA e a PNRH) atribuem condições especiais ao domínio e uso das águas brasileiras, justamente por serem “bens de uso comum do povo” e por representarem um dos elementos que compõem o meio ambiente.

Considerando, assim, a água como um dos elementos que compõem o meio ambiente¹³³, e partindo do entendimento de que esse se encontra inserido na categoria de direitos difusos (MUKAI, 2002, p. 6), é possível argumentar que direitos associados aos diversos usos das águas pertencem a uma coletividade indeterminada¹³⁴. Desse modo, **é possível entender que a dominialidade inerente aos recursos hídricos não possui sinônimo de apropriação do bem, mas sim de gerenciamento** (SOUZA, 2009).

128 Art. 79 - 103.

129 Art. 20, inciso III.

130 Art. 26, inciso I.

131 Similarmente, muitos dos estados não possuem capacidades técnicas para “a operacionalização das decisões dos comitês, tais como a implantação de sistemas relativos à outorga, às informações, ao monitoramento e à fiscalização” (ABERS e JORGE, 2005).

132 Art. 1.228, Código Civil de 2002.

133 Com base na definição para “meio ambiente” trazida na PNMA de 1981: “o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas” (BRASIL, 1981).

134 Direitos difusos são aqueles “transindividuais, de natureza indivisível, de que sejam titulares pessoas indeterminadas e ligadas por circunstâncias de fato” (GASTALDI, 2014).

O entendimento trazido do parágrafo anterior está em sintonia com o art. 225 da CF, o qual determina que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Com base no art. 225, reafirma-se que o meio ambiente e todos os seus elementos não podem pertencer a uma única pessoa, seja essa física ou jurídica, pública ou privada. Assim argumenta Machado (2011, p. 137): “A Constituição, em seu art. 225, deu uma nova dimensão ao conceito de meio ambiente como bem de uso comum do povo. (...) O Poder Público passa a figurar não como proprietário de bens ambientais – das águas e da fauna –, mas como um gestor ou gerente, que administra bens que não são dele (...)”.

Contrariamente, Monteiro (1996, p. 210) argumenta não ser exato o entendimento de que bens públicos de uso comum do povo são de propriedade da coletividade. Ainda de acordo com Monteiro, esses pertencem sim ao ente de direito público (União ou Estados), que por sua vez tem a respectiva guarda, administração e fiscalização.

Em todo caso, **as águas são inalienáveis** (já que são bens públicos de uso comum do povo), como consta no Código Civil¹³⁵. No mais, seu **uso pode ser gratuito ou retribuído**, conforme for estabelecido pela entidade pública responsável pela sua administração¹³⁶.

Repartição constitucional de competências

A CF, que tem o poder distribuidor de competências entre os três entes da Federação, delimita as atribuições e composição administrativa da União, Estados e Municípios. Inicialmente, importa destacar a autonomia conferida a cada uma das entidades da Federação, e a inexistência de vinculação hierárquica entre eles. De acordo com Antunes (2012), “o Brasil é organizado politicamente sob a forma de um Estado Federal com três níveis de Governo (União, Estados e Municípios). Cada um desses níveis tem uma esfera de atribuição própria que deve ser respeitada pelos demais níveis entre si”.

É possível elencar dois tipos de competências: a competência legislativa e a competência material ou administrativa (SILVA, 2006). A primeira diz respeito à atribuição para “estabelecer normas jurídicas, editar regras e fixar princípios dominantes, disciplinando as atividades políticas e administrativas” (FERREIRA, 1990, p. 1; GRANZIERA, 2014, p. 66).

De forma simplificada, a competência legislativa permite a criação ou alteração do direito. Já a segunda “refere-se a ações administrativas, ao poder-dever da Administração Pública de cuidar de assuntos da sua competência” (GRANZIERA, 2006, p. 72). Aquela pode ser exclusiva, privativa, concorrente ou suplementar, enquanto esta pode ser exclusiva ou comum (**Tabela 10.1**).

135 Art. 100 do Código Civil de 2002.

136 Art. 103 do Código Civil de 2002.

Tabela 10.1 - Classificação de competências entre os três entes da federação

Competências legislativas	Competências materiais ou administrativas
Exclusiva: atribuível a um dos três entes da Federação, com exclusão dos demais. Não é delegável para outros entes federativos, não cabendo também suplementariedade.	Exclusiva: atribuível a um dos três entes da Federação, com exclusão dos demais. Não é delegável para outros entes de Federação, não cabendo também suplementariedade.
Privativa: enumerada como competência própria de um dos três entes da Federação, mas com possibilidade de delegação e de competência suplementar.	Comum: a possibilidade de praticar certos atos em certa esfera por um dos entes da Federação, juntamente e em pé de igualdade com os demais entes.
Concorrente: a possibilidade de disposição sobre o mesmo assunto ou matéria por mais de um ente da Federação. Cabe a União, todavia, estabelecer normas de cunho geral.	
Suplementar: a formulação de normas que desdobrem o conteúdo de princípios ou normas gerais com a finalidade de suprir a ausência ou omissão dessas.	
Fonte: baseado em GVces (2014a, p. 32).	

Cabe, todavia, uma importante observação sobre as competências materiais ou administrativas: normas administrativas podem ser estabelecidas na forma de leis. Ou seja, entes da Federação que possuem competência material sobre determinado assunto poderão também legislar em matéria administrativa para poder exercer tal função. O que não podem é criar ou alterar o direito sobre o assunto.

Em relação às águas, **a CF concede à União a competência privativa de legislar sobre elas**¹³⁷, podendo lei complementar autorizar os Estados a legislar sobre questões específicas de matérias relacionadas ao tema¹³⁸. Até o momento, não há lei complementar que delegue tais atribuições. Desse modo, cabe apenas à União legislar sobre o tema. Além disso, como exposto anteriormente, a União tem o dever de gerenciar e fiscalizar os diversos usos das águas sob seu domínio e, portanto, possui competência material para editar normas administrativas para tanto.

Competem ainda à União duas importantes atribuições especificadas na CF: instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH ou SINGREH) e definir critérios da outorga de direitos de uso de recursos hídricos¹³⁹. Tais atribuições foram regulamentadas por meio da Lei no 9.433 de 1997 (abordada mais adiante na presente seção).

Com relação aos Estados, compete a esses editar normas administrativas sobre as águas de seu domínio, inclusive sob a forma de leis, sempre respeitando os preceitos gerais estabelecidos pela União. Sobre isso, Pompeu (2002, p. 11) oferece a seguinte reflexão:

137 Art. 22, inciso IV.

138 Art. 22, parágrafo único.

139 Art. 21, inciso XIX.

“Em virtude da existência de águas do seu domínio, as quais os Estados têm o poder-dever de administrar, torna-se indispensável interpretar o texto constitucional no sentido de permitir que isso ocorra. Do contrário, a inclusão destas entre os bens das unidades federadas seria inócua, uma vez que, num estado de direito, seria impossível geri-las sem editar normas, (...). Por esta razão, não pode ser negada aos Estados a competência para baixarem normas administrativas sobre a gestão das águas do seu domínio, mesmo em forma de lei. O que a estes é vedado é criar o direito sobre águas, matéria privativa da União” (POMPEU, 2002, p. 11).

Não obstante, podem os Estados legislar concorrentemente sobre a “conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição”¹⁴⁰. Assim sendo, Estados possuem também competência para legislar sobre águas, embora de forma indireta, quando em relação ao meio ambiente e sua preservação.

Assim argumenta Machado (2002, p. 25): “em matéria de águas, a competência privativa (art. 22 CF) e a competência concorrente (art. 24 CF) cruzam-se e permanecem entrelaçadas. Os Estados podem estabelecer, de forma suplementar à competência da União, as normas de emissão dos efluentes lançados nos cursos d’água, visando a controlar a poluição e a defender o recurso natural (art. 24, VI, da CF), mas dependem do que dispuser a lei federal, à qual cabe definir os padrões de qualidade das águas e os critérios de classificação das águas dos rios, lagos e lagoas”. Cabe, por fim, destacar a competência material comum entre União, Estados e Municípios, de proteger o meio ambiente, combater a poluição, preservar as florestas, a fauna e a flora^{141,142}.

Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997

A Lei no 9.433/1997, principal fonte de direito para a gestão de recursos hídricos do País, institui a PNRH, cria o SNGRH e define critérios de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, entre outras deliberações (BRASIL, 1997). Embora a referida lei seja digna de avaliações compreensivas, a análise trazida nessa seção restringe-se às questões relevantes para discussões sobre a adoção de instrumentos econômicos, em particular aqueles de caráter inovador para o caso brasileiro.

O Título I da Lei no 9.433/1997 dispõe sobre a PNRH. Seu primeiro artigo traz os seis fundamentos que embasam a Política; os dois primeiros conceituam a água como “bem de uso comum do povo, recurso natural limitado e dotado de valor econômico”¹⁴³. O segundo artigo da referida Lei lista os objetivos gerais da Política: (1) “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água [...]”, (2) “a utilização racional e integrada dos recursos hídricos” [...], e (3) “a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais”¹⁴⁴.

140 Art. 24, inciso VI da Constituição Federal de 2002.

141 Art. 23, incisos VI e VII.

142 Competências não incluídas nessa seção: (1) Competência (material) comum para “registrar, acompanhar e fiscalizar as concessões de direitos de pesquisa e exploração de recursos hídricos e minerais em seus territórios” (CF: Art. 23, XI), (2) Competência (material) exclusiva da União: fixar os parâmetros nacionais para a prestação do serviço de saneamento básico (CF: Art. 21), e (3) competência (material) comum para promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico (CF: Art. 23 IX).

143 Art. 1, incisos I e II.

144 Art. 2.

Tais objetivos e fundamentos reforçam o entendimento sobre a relevância da contemplação do uso de instrumentos econômicos em prol de uma gestão mais eficiente e sustentável dos recursos hídricos. Ou seja, por ser a água um bem limitado (ou escasso) e dotado de valor econômico, instrumentos econômicos podem contribuir para seu uso racional e adequado, de forma a garantir sua disponibilidade para atuais e futuras gerações.

O Art. 5 da Lei no 9.433/1997 lista os seis instrumentos da PNRH:

- (I) os Planos de Recursos Hídricos;
- (II) o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- (III) **a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;**
- (IV) **a cobrança pelo uso de recursos hídricos;**
- (V) a compensação a municípios¹⁴⁵; e
- (VI) o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Porto e Porto (2008) destacam que um dos aspectos positivos da Lei advém do grau de flexibilidade e adaptação às condições de cada bacia hidrográfica ao não tornar obrigatória a adoção de todos os instrumentos em todas as bacias, bem como ao não limitar a gestão de recursos hídricos somente aos instrumentos por ela elencados¹⁴⁶.

Lembrete: a presente seção possui caráter exploratório e, portanto, foca em IEs "inovadores" frente ao contexto brasileiro. Logo, análise mais profunda acerca do instrumento da cobrança pelo uso da água não se faz pertinente.

A cobrança pelo uso de recursos hídricos visa reforçar a noção de que a água é um bem econômico, já que oferece ao usuário uma indicação de seu real valor¹⁴⁷. A cobrança incentiva a racionalização do recurso e provê receitas para implementação de programas e projetos contidos nos planos de recursos hídricos¹⁴⁸. De acordo com o art. 20 da Lei no 9.433/1997 serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga.

O Título II da Lei, por sua vez, dispõe sobre o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Idealmente, os comitês de bacia poderiam ser encarados como a ferramenta de gestão mais representativa e com maior grau de influência dentro do Sistema¹⁴⁹; na prática, entretanto, têm tido papel e atuação limitadas (ENGLE e LEMOS, 2010), cuja criação tende a ocorrer de forma atrelada à resolução de algum problema específico identificado em determinada bacia (ABERS e JORGE, 2005).

145 O único artigo referente à compensação aos municípios (Art. 24), no entanto, foi vetado. Ainda assim, o mecanismo não foi eliminado como instrumento de gestão, apesar de sua pequena utilização (como forma de incentivar municípios a buscarem ações e políticas que auxiliem na sustentabilidade das bacias hidrográficas) (PORTO e PORTO, 2008).

146 No entanto, alguns instrumentos só podem ser implementados uma vez outros tenham sido implementados. Por exemplo, a cobrança pelo uso de água deve ser implementada na presença de um plano de recursos hídricos.

147 Nesse sentido, a cobrança pelo uso da água no Brasil (como atualmente aplicada) poderia ser considerada equivalente a uma taxa de extração de sinalização.

148 Art. 19 da Lei no 9.433/1997.

149 O conceito de participação em comitês de bacia é inspirado nos casos alemão e francês (YOUNG e YOUNG, 1999).

A outorga de direitos de uso de recursos hídricos

A (emissão) de outorga de direitos de uso de recursos hídricos tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Importa notar, desde já, **que a outorga não implica a alienação parcial das águas, que são inalienáveis, mas o simples direito de seu uso**¹⁵⁰.

Em termos gerais, a outorga representa um “ato administrativo discricionário e precário através do qual o Poder Público torna possível, ao pretendente, a realização de certa atividade ou a utilização especial de um bem público” (MEIRELLES, 2001, p. 180). Trata-se de uma ação unilateral, discricionária e precária. Em outras palavras, ela não requer a celebração de contrato (bilateral) entre outorgante e outorgado, é praticada com certa margem de liberdade de decisão por parte do Poder Público competente e pode ser desfeita a qualquer momento (respeitando-se a Lei e critérios estabelecidos na outorga).

No que concerne ao uso de recursos hídricos, a Lei no 9.433/1997 define os diversos usos que estão sujeitos à outorga pelo Poder Público e os usos isentos. São sujeitas à outorga, por exemplo, a “derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo” e a “extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo”¹⁵¹.

De fato, todas as captações e usos de rios e lagos, exceto aqueles em quantidades consideradas insignificantes, estão sujeitos à outorga, concedida por período determinado de tempo, limitado a no máximo 35 anos. Comitês de bacia hidrográfica são responsáveis por indicar “quantidades insignificantes” de uso em seus contextos (PORTO e KELMAN, 2000).

O artigo 13 no 9.433/1997 estabelece a relação da outorga com demais instrumentos ao estipular que “toda outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso”.

Também merece destaque o artigo 14 da Lei, o qual estipula que a outorga deve ser efetivada por ato da autoridade competente: Poder Executivo Federal, dos Estados ou do Distrito Federal¹⁵². Assim, tem-se o seguinte arranjo institucional para o regime de outorga no País: “competem ao poder executivo federal outorgar os direitos de uso de recursos hídricos, e regulamentar e fiscalizar os usos” das águas sob seu domínio¹⁵³. Igualmente, compete aos Estados e DF “outorgar os direitos de uso de recursos hídricos e regulamentar e fiscalizar os seus usos” das águas sob seu domínio¹⁵⁴.

¹⁵⁰ Art. 18 da Lei no 9.433/1997.

¹⁵¹ Art. 12.

¹⁵² Para as águas sob domínio do DF, considerando ainda parágrafo 1 do art. 32 da CF.

¹⁵³ Art. 29, inciso II, Lei no 9.433/1997.

¹⁵⁴ Art. 30, inciso I, Lei no 9.433/1997.

O arranjo institucional para o regime de outorga delineado por meio da PNRH está em sintonia com a divisão constitucional de competências discutida anteriormente: em primeiro lugar, a União possui a competência para definir critérios (gerais) de outorga de direitos de uso, regulamentado por meio da Lei no 9.433/1997, nos artigos 11-18. Em segundo lugar, compete a União estabelecer normas administrativas relativas à concessão de outorgas para as águas de seu domínio. Em terceiro lugar, possuem os Estados e DF competência material similar, para o estabelecimento de normas administrativas relativas à concessão de outorgas para as águas de seu domínio.

A configuração descrita acima ainda está incompleta, pois é necessário ressaltar o papel do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), que integra o SNGRH, ambos instituídos por meio da Lei no 9.433/1997. O SNGRH tem por objetivos: (1) coordenar a gestão integrada das águas; (2) arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; (3) implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; (4) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; e (5) promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos¹⁵⁵.

Integram o Sistema: o CNRH; a Agência Nacional de Águas; os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do DF; os Comitês de Bacia Hidrográfica; os órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do DF e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos; e as Agências de Água¹⁵⁶.

Já o CNRH é “um dos grandes responsáveis pela implementação da gestão dos recursos hídricos no País”. Ele articula “a integração das políticas públicas no Brasil e é reconhecido pela sociedade como orientador para um diálogo transparente no processo de decisões no campo da legislação de recursos hídricos” (CNRH, 2016).

O Conselho delibera por meio de resoluções ou moções (CNRH, 2016). Suas resoluções configuram deliberações de matéria vinculada à sua competência ou à instituição (e extinção) de Câmaras Técnicas ou Grupos de Trabalho. Importa sublinhar que as resoluções do CNRH têm “amplitude nacional e servem para balizar as ações nos estados, municípios e nas bacias hidrográficas” sejam essas estaduais ou federais. Portanto, é por meio de suas resoluções que se estabelece um “denominador comum que confere unidade à regulação de recursos hídricos no País (...)” (CNRH, 2016).

Duas das atribuições do Conselho são estabelecer: (1) diretrizes complementares para implementação da PNRH, aplicação de seus instrumentos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; e (2) critérios gerais para a outorga de direitos de uso de recursos hídricos e para a cobrança por seu uso¹⁵⁷.

Assim, para que o arranjo institucional pertinente ao regime de outorga seja caracterizado de forma plena, é necessário contemplar também o papel do Conselho, principalmente por ser uma entidade cujas deliberações possuem alcance nacional, devendo ser respeitadas pelos três entes da Federação.

Sobre a competência do CNRH para estabelecer critérios gerais para outorgas, importa mencionar a Resolução nº 16, de 8 de maio de 2001, que estabelece regras gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos. Em tal deliberação, o Conselho define o instrumento como: “ato administrativo mediante o qual a autoridade outorgante faculta ao outorgado previamente ou mediante o direito de uso de recurso hídrico, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato, consideradas as legislações específicas vigentes” (CNRH, 2001).

155 Art. 32 da Lei no 9.433/1997.

156 Art. 33 da Lei no 9.433/1997.

157 Art. 35 incisos VI e X, da Lei no 9.433/1997.

A Resolução 16/2001 traz diversas estipulações sobre, entre outras, a possibilidade de suspender a outorga por motivos de indisponibilidade hídrica ou regime de racionamento¹⁵⁸; a transferência de outorgas a terceiros¹⁵⁹; os usos sujeitos à outorga e usos que independem de outorga¹⁶⁰; informações mínimas que devem constar na outorga¹⁶¹; suspensões da outorga por motivos de não conformidade, situações de calamidade, degradação ambiental, entre outros¹⁶²; e a obrigatoriedade de implantação e manutenção do monitoramento dos usos da água pelo outorgado¹⁶³.

Além das diretrizes gerais estabelecidas pelo CNRH, como já exposto, **cabe ao Poder Público competente criar o arcabouço normativo-administrativo para a emissão da outorga para o uso de recursos hídricos em águas de seu domínio**. Para águas sob domínio da União, desde a criação da Agência Nacional de Águas por meio da Lei 9.984 de 17 de julho de 2000, cabe a ANA outorgar, por intermédio de autorização, o direito de uso de recursos hídricos¹⁶⁴.

Por meio da Resolução no 707, de 21 de dezembro de 2004, A Agência Nacional de Águas estabeleceu os procedimentos administrativos e critérios de avaliação dos pedidos de outorga preventiva¹⁶⁵ e de direitos de uso de recursos hídricos¹⁶⁶. Para águas de domínio estadual, como já mencionado, cabe aos órgãos gestores estaduais emitir outorgas e estipular o procedimento administrativo para tanto.

Finalmente, cumpre notar que a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos, bem como sua vigência, está atrelada ao interesse público e, assim, **não prevê quaisquer indenizações ao usuário na eventualidade de suspensão do ato de outorga**. Por outro lado, a utilização do montante outorgado é considerada obrigatória durante o período de vigência, sendo o não cumprimento de tal obrigação uma das possíveis razões para suspensão parcial ou total de uma outorga (ALMEIDA, 2005).

Ambas as provisões acabam por oferecer incentivos perversos aos usuários no que tange à conservação da água, ao tornar investimentos para o consumo do recurso mais arriscados e desprotegidos de compensação e criar situação semelhante à dos “beneficial rights” e da doutrina de use-or-perca (observadas em jurisdições internacionais).

158 Art. 1, parágrafo 2 e art. 26.

159 Art. 2.

160 Art. 4 e 5.

161 Art. 20.

162 Art. 24.

163 Art. 31.

164 Art. 4, inciso IV da Lei no 9.984/ 2000.

165 A outorga preventiva “não confere direito de uso de recursos hídricos e se destina a reservar a vazão passível de outorga, possibilitando, aos investidores, o planejamento de empreendimentos que necessitem destes recursos”. (Art. 6, parágrafo 1, da Lei 9.984/2000).

166 Ver ainda Resoluções ANA 467/2004 e 833/2011, que também dispõem sobre algumas das condições gerais para os atos de outorga de uso de recursos hídricos de domínio da União. Ver igualmente Instrução Normativa no 4 de 21.06.2000 do Ministério do Meio Ambiente.

Outorga coletiva e alocação negociada

Apesar de não constar de forma explícita em legislação pertinente, a outorga coletiva vem sendo utilizada por autoridades outorgantes (ANA e alguns órgãos estaduais) para autorizar diversos usuários e seus respectivos aproveitamentos em único ato. Trata-se de uma única resolução, porém, com responsabilidades individualizadas. **Deste modo, mesmo que agrupados em um único ato outorgante, cada usuário é pessoalmente responsável pelo uso que lhe foi outorgado** (ANA, 2013).

De acordo com ANA (2013), as duas principais modalidades de outorga coletiva são: (1) o ato outorgante que resulta de uma campanha de regularização de usos¹⁶⁷ e (2) a outorga que decorre da definição de um marco regulatório¹⁶⁸ por meio da **alocação negociada de água**.

Na primeira, uma resolução lista em um único ato administrativo todos os usuários, respectivos empreendimentos e usos, bem como os prazos de validade de cada direito de uso. Vale observar que não há diferença prática para um ato de outorga que contempla diversos usuários, porém com detalhamento das condições de uso de cada um, e de diversos atos de emissão de outorgas individuais para cada usuário em determinado local. Posto de outra forma, o que é coletivo é somente o ato normativo que concede o acesso.

Na segunda, a autoridade competente publica resolução outorgando diversos usuários, que juntos se comprometem – após alocação negociada – com uma vazão máxima a ser utilizada. Esse segundo tipo é frequentemente empregado em sistemas hídricos onde há conflitos (potenciais) e/ou situações de escassez¹⁶⁹.

A alocação negociada, ou simplesmente alocação de água, é um processo de “negociação social” que visa à gestão de recursos hídricos e é empregada “para disciplinar usos múltiplos em sistemas hídricos assolados por estiagens intensas, pela emergência ou por forte potencial de conflito de água” (ANA, 2016). **Ela resulta em um marco regulatório para o sistema hídrico em questão, que define então as diversas alocações (temporárias) para os usuários do sistema.**

O regime de outorga em sistemas hídricos em situações de estresse intenso pode não ser capaz de evitar um possível colapso do sistema. Assim, a alocação de águas promove a adoção de regras (temporárias) de convivência entre usuários e gestores, visando à adoção de ações para garantir a continuidade dos usos múltiplos do recurso. Nesses casos, a outorga coletiva tem um prazo comum de vigência para todos os usuários nela incluídos, entretanto, os percentuais de água alocados para cada um dos usuários podem ser renegociados anualmente (ANA, 2011).

Do ponto de vista jurídico, a alocação de águas não possui respaldo explícito na PNRH. De forma tácita, ela possui embasamento legal no art. 1, inciso III da referida norma: “em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais”.

167 Resolução ANA nº 707/2004 : “Ação integrada de cadastramento de usuários de recursos hídricos, análise e emissão, em conjunto com demais autoridades outorgantes, de outorga de direito de uso de recursos hídricos, para a legalização dos direitos de uso existentes em determinada data” (ANA, 2004).

168 Resolução conjunta ANA/SRH-CE/SEMAR-PI nº 547 de 5 de dezembro de 2006: “Marco legal de regulação do uso das águas, caracterizado por regras de uso de recursos hídricos e elaborado de forma negociada entre órgãos gestores de recursos hídricos, para uma determinada bacia hidrográfica” (ANA, 2006).

169 Existem ainda outras modalidades de outorgas coletivas que não serão abordadas nessa seção. Mais informações, ver ANA (2013)

No mais, está indiretamente respaldado por meio do art. 15 da mesma Lei, que estabelece que a outorga de direito de usos de recursos hídricos poderá ser suspensa (de forma permanente ou temporária) em circunstâncias específicas. Estas incluem a necessidade premente de água para atender a situações de calamidade, inclusive as decorrentes de condições climáticas adversas (inciso III), a necessidade de se prevenir ou reverter grave degradação ambiental (inciso IV) e a necessidade de se atender a usos prioritários, de interesse coletivo, para os quais não se disponha de fontes alternativas (inciso V).

Factibilidade jurídica de novos instrumentos de gestão

As águas nacionais são bens públicos de uso comum do povo, e por este motivo são inalienáveis¹⁷⁰. Elas estão sob o domínio da União ou dos Estados¹⁷¹, que têm o poder-dever de gerenciar e fiscalizar seus diversos usos, e cujos usos podem ser gratuitos ou retribuídos (mediante pagamento)¹⁷². Além disso, por se tratar de um dos elementos que integram o meio ambiente, cabe ao Poder Público e à coletividade defender e preservar as águas brasileiras para as atuais e futuras gerações¹⁷³.

Com base no arranjo normativo sintetizado acima, não é possível apropriar-se das águas públicas e comercializá-las, ou realizar qualquer tipo de ação que impeça ou prejudique “o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”¹⁷⁴ pela coletividade¹⁷⁵. Discussões sobre o gerenciamento de recursos hídricos e instrumentos de gestão associados (econômicos ou não) devem sempre observar esta premissa básica.

As definições adotadas neste estudo para “instrumentos econômicos” ou “mercados de água” (por exemplo, mecanismo pelo qual usuários de água voluntariamente transacionam seus direitos de uso de água) **respeitam a inalienabilidade das águas públicas, já que não possuem o intuito de viabilizar a comercialização das águas nacionais (o que é inconstitucional), mas sim a transação (ou realocação) de direitos de uso de recursos hídricos.**

Direitos de uso de recursos hídricos são concedidos por meio de outorgas. De acordo com a referida Lei 9.433 de 1997, **a concessão de uma outorga não implica a alienação (parcial) das águas, mas o simples direito de seu uso**¹⁷⁶. Por analogia, é possível argumentar que transações de direitos de uso de recursos hídricos não equivalem à alienação das águas e por isso não seriam necessariamente inconstitucionais.

A aplicabilidade jurídica de qualquer instrumento de política pública para a gestão de recursos hídricos, independentemente de sua escala de aplicação (regional ou nacional), depende primeiramente de sua conformidade com normas gerais estipuladas pela União, em especial a PNRH. Caso contrário, sua legalidade dependerá de alterações na estrutura legislativa em vigor.

Não obstante, parte-se aqui da pressuposição de que seria possível a adoção de instrumentos econômicos diversos (além da cobrança pelo uso) sem que alterações em leis infraconstitucionais de cunho geral e de

¹⁷⁰ Art. 98, 99 e 100 Código Civil de 2002.

¹⁷¹ CF, Art. 22, inciso III e Art. 26, inciso I.

¹⁷² Art. 103 do Código Civil de 2002.

¹⁷³ Art. 225 CF.

¹⁷⁴ Art. 11 da PNRH.

¹⁷⁵ Não obstante, os direitos de acesso à água podem ser limitados pelo Poder Público, dentro da sua esfera de competência e com base em legislação pertinente, caso isso seja necessário para atender aos interesses gerais da coletividade.

¹⁷⁶ Art. 18 da Lei no 9.433/1997.

abrangência nacional sejam necessárias (tais como a Lei 9.433 de 1997), a depender do arranjo concebido. Isso seria possível, por exemplo, por meio da utilização de instrumentos já previstos na PNRH: a outorga de direito de uso de recursos hídricos; os planos de recursos hídricos; e até a partir da cobrança pelo uso.

A outorga pode ser concedida sem a necessidade de celebração de contrato (unilateralidade), com certa margem de liberdade de decisão por parte do Poder Público competente (discrecionalidade) e ser desfeita a qualquer momento (precariedade), desde que respeitadas a Lei e as condições constantes no ato de outorga.

Mais do que isso, a outorga é um direito estático e, se por qualquer motivo, determinado usuário manifestar o interesse em aumentar (ainda que temporariamente) a vazão a que tem direito de uso, ele necessitaria solicitar ao poder outorgante uma alteração de seu título que passaria pelo processo natural de espera, análise e aprovação pelo qual novos usuários devem passar. De fato, o usuário está “disputando” o recurso naquele trecho com outros indivíduos e, naturalmente, não recebe tratamento diferenciado.

Deste modo, considera-se o caráter discricionário do processo de emissão de outorga, o que favoreceria a adoção de instrumentos econômicos diferenciados, já que permite à autoridade outorgante estipular, até certo ponto, as características e condicionantes do ato administrativo, desde que observados os critérios gerais da PNRH e de deliberações do CNRH, entre outros¹⁷⁷.

Qualquer modalidade de instrumento econômico que tenha por objetivo permitir a realocação (de parte) dos volumes outorgados a usuários de água em bacias hidrográficas estaduais ou federais deve, também, respeitar as deliberações do CNRH. A depender do arranjo concebido, algumas normas, como a Resolução 16/2001, podem necessitar de alterações.

10.2 Percepções Sobre Viabilidade Legal e Administrativa de Novos Instrumentos para Gestão de Recursos Hídricos

A análise de políticas públicas apresenta como uma de suas principais dificuldades o fato de lidar com informação incompleta ou insuficiente (DALKEY, 1969). Um estudo com caráter exploratório e prospectivo acerca de instrumentos sobre os quais não há, naturalmente, base de dados disponível pode, contudo, investigar as opiniões de especialistas com o intuito de construir a melhor imagem possível acerca do problema investigado.

Assim, a pesquisa acerca da viabilidade administrativa e da adequação de diferentes arranjos para mercados de água no arcabouço jurídico brasileiro, bem como da aceitação pública por IEs, foi conduzida a partir de duas rodadas de questionários com especialistas do setor de recursos hídricos¹⁷⁸, um grupo focal com o corpo técnico da Agência Nacional de Águas e entrevistas estruturadas com representantes de usuários de água (vide questionários no **Apêndice 10.1**).

177 Menciona-se, por exemplo, as determinações gerais contidas na PNMA (A PNMA estabelece regras para a preservação da qualidade ambiental e o uso racional de recursos ambientais. Deste modo, a PNMA dispõe também sobre a preservação das águas, que compõem o meio ambiente e representam um recurso natural limitado); as deliberações do CONAMA (O Conselho estabelece, por exemplo, a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento); as estipulações de lei estaduais e conselhos de recursos hídricos estaduais (para águas sob domínio estadual).

178 Inspiradas no método Delphi (ver, por exemplo, DALKEY, 1969; ROWE e WRIGHT, 1999; TUROFF, 2002). Lista de participantes inicialmente compilada a partir de recomendações da Agência Nacional de Águas (constando inclusive membros da própria Agência), nomes proeminentes da literatura acerca da governança e legislação de recursos hídricos no Brasil e, por fim, por meio de processo de snowball realizado junto com os próprios participantes.

Apesar de heterogêneo, o grupo de participantes era composto por pessoas que já atuam no setor de recursos hídricos ainda que em diferentes contextos e com diversos níveis de envolvimento (lista de instituições no **Apêndice 10.2**). Mesmo assim é possível notar a existência de lacunas de conhecimento em alguns casos, mas também a presença de vieses e opiniões já enraizadas.

Percepções sobre os objetivos e barreiras para adoção de um mercado de água

Apesar de eventuais barreiras e da percepção unânime de que mercados de água não devem ser adotados isoladamente, aproximadamente três quartos dos respondentes identificam ser desejável que a gestão de recursos hídricos no país possa ter mercados de direitos de uso de água como um instrumento de alocação. Logo, continuar explorando meios de incorporar tal instrumento aparenta ser atitude relevante e mais do que justificada.

A maioria dos respondentes acha que eventuais barreiras são majoritária ou exclusivamente de caráter jurídico (45% da amostra, por exemplo, devido à ausência de definição clara e segura dos direitos de uso de água no país) ou político (39% da amostra). Apenas 17% acreditam que as barreiras sejam majoritariamente administrativas, como as dificuldades de monitoramento e fiscalização dos usos da água e de eventuais transações.

Cerca de 70% daqueles que observam barreiras políticas apontam para a falta de compreensão da população acerca do termo “mercados de água¹⁷⁹” e as possíveis confusões com a noção “de privatização de um bem de propriedade estatal”. Isto é, na visão dos respondentes, não está claro para muitas pessoas que a transação envolveria o direito de uso do recurso hídrico e não a água propriamente dita¹⁸⁰.

Sobre os objetivos de um possível mercado de água, os especialistas consultados identificaram majoritariamente um caráter complementar a ser desempenhado por esse instrumento, em particular para aumentar a eficiência no uso da água (**Tabela 10.2**). Resta claro que não existe um “instrumento salvador” para a gestão de recursos hídricos e que o mix adequado de instrumentos deve refletir condições e características locais.

Tabela 10.2 - Objetivos para eventuais mercados de água no Brasil

Qual seria o principal objetivo de um mercado de água?	%	Um mercado de água seria o melhor instrumento para tanto? ¹		
		Sim, isoladamente	Em conjunto com outros inst.	Não
Resolver situações de emergência	11%	0%	100%	0%
Aumentar a eficiência no uso da água	37%	0%	71%	29%
Promover a conservação da água	0%	n.a.	n.a.	n.a.
Todos, simultaneamente	26%	0%	40%	60%
Lidar com situações de emergência e aumentar eficiência no uso da água	11%	0%	100%	0%
Nenhum	26%	0%	60%	40%

1: Dentre os que indicaram o objetivo nessa linha.

179 A utilização (deliberada) do termo “mercados de água” incomodou, inclusive, alguns respondentes.

180 Essa barreira cultural é mencionada também por alguns que selecionaram outras respostas.

Percepções quanto à escala geográfica para a adoção de um mercado

No que diz respeito à eventual escala geográfica para a adoção de um mercado de direitos de uso de água, a grande maioria dos respondentes selecionou a bacia hidrográfica como unidade geográfica desejável no país (**Tabela 10.3**), refletindo, por exemplo a facilidade de alinhamento com os Planos de Recursos Hídricos, ainda que alguns participantes tenham feito ressalvas com relação a bacias muito extensas, caso em que a sub-bacia parece ser mais recomendada. Tal opção também aparenta ser a mais factível, embora com menor frequência de respostas.

Tabela 10.3 - Escala geográfica para eventuais mercados de água no Brasil

Qual a escala geográfica mais desejável/factível para a adoção de um mercado de água?	%	
	Desejável	Factível
Nacional	0%	0%
Estadual	0%	11%
Municipal	0%	0%
Bacia hidrográfica	79%	53%
Sub-bacia hidrográfica	21%	21%
Reservatório	16%	32%
Áreas integradas por obra de infraestrutura hídrica	47%	37%
Outros	5%	5%

Observação: Participantes podiam selecionar até duas respostas, logo soma dos percentuais é maior do que 100%.

Ainda que projetos de infraestrutura hídrica não representem a principal opção de escala para aplicação de um mercado pelos especialistas consultados, quando questionados especificamente acerca da possibilidade da criação de um mercado de cotas, nos moldes da experiência americana do **Projeto Colorado-Big Thompson**, 75% acreditam que tal arranjo poderia ser replicado no Brasil, com 53% vislumbrando esse modelo como possível para uma aplicação em caráter piloto, de forma a introduzir mecanismos de mercado para água no país.

O Projeto Colorado-Big Thompson transpõe água do lado Oeste para o lado Leste das Rocky Mountains. Esses volumes novos na porção oriental do estado do Colorado foram convertidos em cotas homogêneas e transacionáveis (vide Seção 8.1).

Mesmo nesse caso, é possível afirmar que os respondentes preferem que as transferências de água entre diferentes bacias hidrográficas (quando hidrologicamente conectadas) sejam a exceção e não a regra, já que apenas 21% dos participantes as encarariam como quaisquer outras transferências.

Percepções quanto a águas subterrâneas

Genericamente, 60% dos especialistas apontaram que um mercado de água deveria contemplar simultaneamente águas superficiais e subterrâneas. Entretanto, os participantes, em sua maioria (69%) compartilha a opinião de que o conhecimento acerca das águas subterrâneas no país ainda é limitado, e 50% enxergam tal fato como empecilho grande o suficiente para que mercados de água não contemplem aquíferos, ao menos inicialmente. Dificuldades técnicas de monitoramento e fiscalização surgem como maior impeditivo à adoção de quaisquer instrumentos econômicos para aquíferos, mais do que eventuais dúvidas acerca da pertinência do ponto de vista técnico do uso de mercados para lidar com tais aquíferos.

Percepções quanto aos usos e usuários participantes de um mercado

Quanto aos usos contemplados, os respondentes acreditam que mercados de água devem abarcar os **usos consuntivos** do recurso, seja em conjunto (58% da amostra) ou não com **usos não consuntivos** (42%). Logo, ligeira maioria entende que ambos os tipos de usos devem ser abrangidos pelo mesmo mecanismo de **forma simultânea**, com justificativas que enfatizam os ganhos de eficiência associados à inclusão de usuários com perfis de demanda heterogêneos.

Entretanto, algumas qualificações devem ser feitas, por exemplo, com respondentes sugerindo que usuários não consuntivos a jusante poderiam comprar direitos de usuários consuntivos a montante, mas expressando receio com relação à participação de usuários não consuntivos situados a montante e que possuem capacidade de reservar água e, assim, causar impactos sobre terceiros.

Nesse sentido, **42% dos especialistas julgam que apenas usos outorgados devem fazer parte de um mercado**. Os especialistas consultados também deixam claras duas outras áreas de consenso: i) um mercado de direitos de água deve estar à disposição de todos os setores usuários em sua área de adoção (95% da amostra); e ii) agentes públicos também deveriam poder interagir com os usuários via mercado para garantir outros objetivos (85% da amostra).

Percepções quanto à duração das transações

A totalidade dos participantes acredita que um mercado de água deve envolver transações de caráter temporário (aluguel, alocações anuais) e a maioria (63%) entende que também aquelas negociações de longo prazo/"permanentes" devem ser permitidas (isto é, a compra e venda dos direitos de uso até o final de seu prazo de concessão).

Até mesmo aqueles que indicaram que transações devem ser somente temporárias o fizeram por julgar que **os direitos de uso da água não devem ser permanentes**¹⁸¹ e não que a negociação de um direito com prazo definido de concessão fosse limitada, por exemplo, somente a alguns anos e posteriormente retornando ao usuário original.

Percepções quanto à interação com instrumentos da PNRH

No que diz respeito à interação de um possível mercado de direitos de água e os instrumentos já elencados na PNRH, é possível imaginar que alguns possuam relação mais próxima com este e, realmente, devam antecipar o desenho e introdução de um novo mecanismo. Tal suspeita é confirmada na **Tabela 10.4**, resultado do seguinte questionamento aos especialistas consultados: quais dos instrumentos da Lei 9.433 devem estar NECESSARIAMENTE implementados antes de se planejar a constituição de um mercado (de água)?

¹⁸¹ Outorgas realmente não são permanentes, no arcabouço vigente, ainda que possam ser concedidas por até 35 anos e posteriormente renovadas (BRASIL, 1997).

Tabela 10.4 - Instrumentos da PNRH que devem anteceder eventuais mercados de água

Categoria	Ranking				
	1	2	3	4	5
Os planos de Recursos Hídricos	29%	35%	18%	12%	6%
O enquadramento dos corpos de água em classes	6%	6%	12%	24%	53%
A outorga dos direitos de uso e recursos hídricos	41%	24%	24%	12%	0%
A cobrança pelo uso de recursos hídricos	6%	6%	18%	35%	35%
O Sistema de informações sobre Recursos Hídricos	18%	29%	29%	18%	6%

Como esperado, a “outorga dos direitos de uso” aparece como o instrumento mais importante para a maioria dos participantes. De fato, instrumentos baseados em mercados necessitam de direitos de propriedade/uso claros e seguros. Entre aqueles que não elencaram a outorga como mais importante:

- ❖ Cinco indicaram os “Planos de Recursos Hídricos” como mais importantes, entendendo, possivelmente, que os planos fundamentam a implementação dos demais instrumentos da Lei 9.433, inclusive a outorga;
- ❖ Três elencaram o “Sistema de informações” como mais importante, que além de fornecer subsídios para elaboração dos Planos, tem como princípio básico a disponibilização de dados acerca da situação dos recursos hídricos para toda a sociedade, algo definitivamente relevante para o bom funcionamento de um instrumento de mercado.

Em particular, com relação à interação entre um eventual mercado de direitos e a cobrança pelo uso da água os especialistas julgam que tais instrumentos devem: ser aplicados simultaneamente (a cobrança em caráter constante e o mercado apenas em situações de escassez) – 41% dos respondentes; simultaneamente em todos os momentos – 18%; alternativamente (somente um instrumento deve ser adotado em um mesmo espaço geográfico) – 18%¹⁸².

Nesse sentido, ao passo que a cobrança pelo uso pode oferecer um sinal constante de que a água é um recurso escasso, o mercado pode ser necessário nos momentos em que a disponibilidade hídrica é insuficiente para atender a demanda e gera situações de conflito entre os usuários.

Percepções sobre a outorga como instrumento a ser utilizado em um mercado de água

Confrontados com a afirmação de que “a outorga poderia ser utilizada como título a ser transferido dentro de um mercado”, a maioria dos participantes (63%) concorda com essa eventual utilização da outorga, mas algumas ressalvas são feitas. Por exemplo, há aqueles que discordam (ou concordam parcialmente) porque “as outorgas ainda não são legalmente seguras e bem definidas no Brasil” ou que é necessário deixar claro para os usuários a distinção entre “um direito de uso”, representado pela outorga, e a “propriedade da água”.

¹⁸² Demais participantes ou não estão convencidos da necessidade de um novo instrumento ou entendem que a interação entre ambos dependerá de características locais.

Os participantes majoritariamente (64%) discordam de proposta que sugere que “no futuro, as outorgas de direitos de uso devem ser concedidas em termos **mais genéricos** de forma a facilitar a transferência de outorgas no âmbito da Resolução 16/2001, inclusive com compensação financeira entre as partes”. Justificativas oferecidas para esse resultado são o fato de que a fiscalização das outorgas já é deficiente, especialmente em nível estadual, e a observação de que os Planos de Recursos Hídricos seriam instrumentos legais “superiores ao mercado de água”.

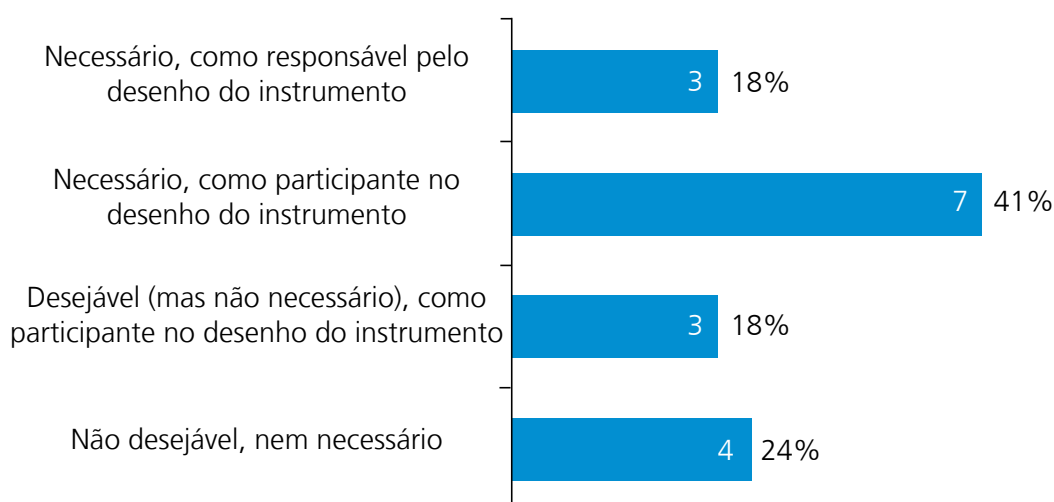
Quanto à **criação de um novo título transacionável** (título de alocação anual), balizado pela outorga, apenas um quarto dos respondentes identificou tal opção como mais indicada para a adoção de mercados de água no país. Já a **distinção de direitos de uso por graus de garantia de atendimento**, em que usuários detentores de títulos de alta garantia têm suas necessidades plenamente atendidas antes dos demais, é considerada como interessante e deveria ser adotada (de acordo com 82% dos especialistas). No entanto, tal proposta é mais bem recebida por 47% da amostra se complementar às prioridades de atendimento entre classes de usuários (já previstas na PNRH e, eventualmente, em Planos de Recursos Hídricos).

Percepções quanto à participação dos Comitês de Bacia Hidrográfica em um mercado de água

Sobre o papel mais adequado a ser desempenhado pelos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs), de forma clara, a considerável maioria dos participantes não julga que os comitês de bacia hidrográfica devam ser responsáveis pelo desenho de um mercado de água, embora metade desse grupo (7/14) considere necessária sua participação no processo (**Figura 10.1**).

Entre as pessoas que julgam que os comitês não têm participação nem desejável, nem necessária, é possível destacar razões como a falta de capacidade técnica dos CBHs e também o fato de que esses fóruns “têm uma escala de atuação grande e não necessariamente um mercado irá abranger toda a extensão da bacia”.

Figura 10.1 - Papel a ser desempenhado pelos CBHs em eventuais mercados de água no Brasil



Observação: Frequência de respostas na extremidade interna da barra, percentual da amostra na extremidade externa

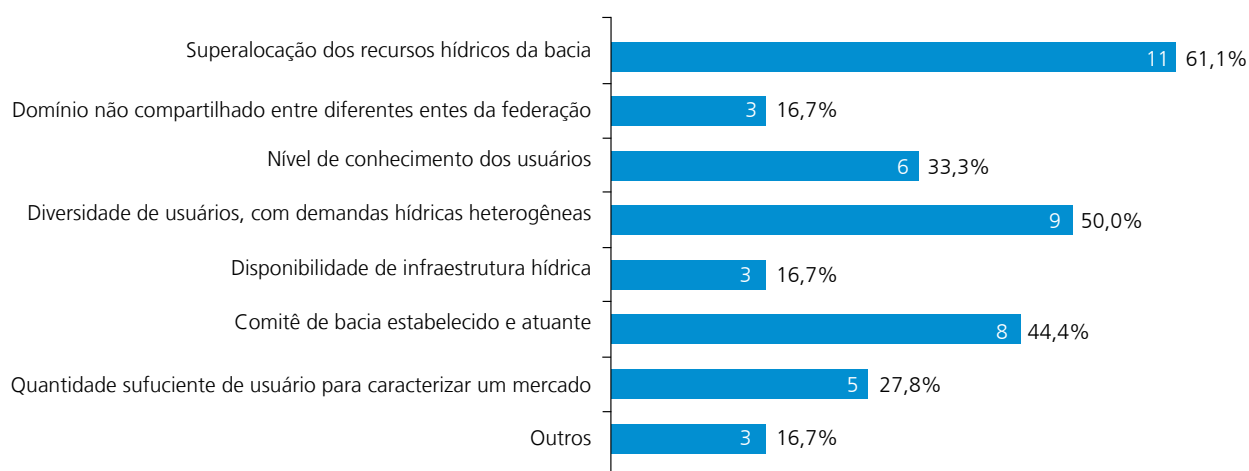
Já para aqueles que entendem que comitês devem ser responsáveis pelo desenho de mercados, as justificativas apontam para a existência de espaços para discussão (em câmaras técnicas) e a dotação de recursos (financeiros) já presentes nos comitês. Esses motivos são também mencionados por aqueles que julgam que CBHs devem **apenas participar** do processo de concepção de um IE.

É possível compreender que eventuais limitações técnicas dos comitês representam um risco que a maioria dos participantes entrevistados não gostaria de, necessariamente, atrelar ao desenho de eventuais mercados de água no país. Mas, nas situações em que um comitê estiver bem desenvolvido, sua participação é considerada benéfica.

Percepções sobre contextos mais adequados para aplicações iniciais

Partindo do pressuposto que novos instrumentos devem ser gradualmente introduzidos no mix de políticas públicas para recursos hídricos¹⁸³, alguns critérios podem ser relevantes para identificar em quais contextos um mercado de água pode ser inicialmente adotado, conforme observado na **Figura 10.2**.

Figura 10.2 - Critérios para seleção de contextos mais apropriados para adoção inicial de mercados de água no Brasil



Observação: Frequência de respostas na extremidade interna da barra, percentual da amostra na extremidade externa.
Observação 2: Participantes podiam selecionar até três respostas, logo percentuais são maiores do que 100%.

De acordo com esses, e eventualmente outros, critérios, algumas áreas já foram identificadas pelos participantes como mais propensas para uma primeira experiência com mercados de direitos de água no país, em particular as bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) – cinco menções explícitas, o Vale do Paraíba do Sul – quatro menções, e a bacia do rio São Marcos – três menções¹⁸⁴.

183 Proposição suportada por quase 90% dos especialistas consultados.

184 É natural, contudo, que alguns respondentes tenham elencado regiões e bacias hidrográficas mais próximas de suas áreas de atuação e com as quais detêm maior familiaridade, não necessariamente ranqueando-as de acordo com os critérios selecionados acima.

Preferências entre arranjos possíveis para um mercado de água no Brasil

Entre diferentes arranjos possíveis para mercados de direitos de água no Brasil, apesar de mais apontada como melhor opção, a “adequação das regras de transferências de outorgas” também apresenta forte rejeição, com um quarto da amostra a ranqueando em sexto ou sétimo lugar. Por outro lado, tanto as “transferências dentro de termo de alocação negociada”, quanto a “compensação de usuários à jusante para uma associação de usuários” são alternativas que contam com menor oposição ou ceticismo (**Tabela 10.5**).

Tabela 10.5 - Ranqueamento de possíveis arranjos para mercados de água no Brasil

Categoria	Ranking						
	1	2	3	4	5	6	7
Adequação das regras de “transferência de outorga” para permitir alteração no local e tempo de uso, com compensação financeira	29%	18%	12%	18%	0%	6%	18%
Criação de Bancos de Água, administrados por órgãos do executivo	12%	12%	18%	12%	18%	29%	0%
Criação de Bancos de Água, administrados por entidades privadas e reguladas pelo estado	6%	18%	12%	6%	24%	24%	12%
Adoção de transações como forma de (re)alocação dentro de um termo de alocação negociada	6%	35%	24%	18%	12%	6%	0%
Compensação oferecida por usuários a jusante para conservação de água por uma associação de usuários (com outorga única)	24%	6%	18%	18%	29%	6%	0%
Criação de títulos de alocação anual, balizados pelas outorgas, e que podem então ser transacionadas	12%	12%	12%	24%	12%	24%	6%
Outro (Qual?)	12%	0%	6%	6%	6%	6%	65%
Observação: total de 17 respostas. Soma das linhas e das colunas igual a 100%.							

De fato, 65% dos especialistas julgam que as “transferências dentro de termo de alocação negociada” estão entre as três melhores opções para a implantação de mercados de água no Brasil, maior percentual entre todas as alternativas (seguida pela “alteração das regras de transferência de outorgas” com 59%).

Entre outros resultados, a criação de Bancos de Água administrados por órgãos públicos (poder executivo) é mais bem recebida do que a atuação de bancos privados, ainda que regulados pelo Estado. Opções de grau mais abrangente e que requerem maior capacidade de abstração pelos entrevistados, como a criação de títulos de alocação, ainda que tidas como desejáveis por alguns, também acabaram por contar com alguma rejeição.

A maioria dos participantes, no entanto, reconhece que não consegue avaliar as propostas juridicamente. Por exemplo, 59% dos entrevistados declararam não possuir condições de avaliar a factibilidade jurídica de transações a partir de um termo de alocação negociada e 71% não conseguem fazê-lo para o caso de transferências entre indivíduos pertencentes a uma associação de usuários.

Nesse último caso, cumpre notar que juridicamente nenhum usuário deve ser obrigado a se associar a determinado grupo, então, qualquer arranjo que contemple ou envolva essa forma de organização deve observar e garantir as condições de equidade e equilíbrio com outros usuários que, porventura, não estejam associados.

Cabe também ressaltar que nenhum arranjo possível pode implicar a terceirização da fiscalização e do controle dos usos de recursos hídricos no país para um ator particular. Tal atribuição compete ao setor público (poder outorgante). Igualmente, parece ponto de consenso que qualquer arranjo que se considere só poderá ser adotado junto àqueles usuários que meçam e reportem seu consumo hídrico, por exemplo com a instalação de hidrômetro.

Também parece bastante claro que não será um arranjo único de instrumento econômico que servirá para todas as bacias hidrográficas do Brasil. De fato, em muitos casos a aplicação de um IE não será sequer pertinente para toda uma bacia, mas sim para pequenos trechos, sistemas, açudes, com realidades diferentes e distintos níveis de articulação e organização entre os usuários.

Percepções sobre aceitação pública a instrumentos econômicos para gestão de recursos hídricos

O conhecimento dos principais usuários de recursos hídricos é bastante limitado no que diz respeito à possibilidade de adoção de IEs para a gestão desses recursos. Todavia, naquelas regiões em que problemas de escassez são acompanhados de uma maior participação dos usuários nos fóruns de deliberação (comitês de bacia, conselhos estaduais), os indivíduos começam a desenvolver novas perspectivas e entreter um leque mais amplo de opções de gestão. Logo, é razoável estipular que a sensibilidade dos usuários à proposição de novos IEs aumenta em situações de crise.

Naquelas bacias em que a cobrança pelo uso da água já está estabelecida, é possível que os usuários prefiram investir no fortalecimento ou reformulação desse mecanismo do que propor novos arranjos para lidar com a escassez hídrica. Novamente, não só o tipo de instrumento, mas também o momento em que ele é proposto deve afetar o grau de aceitação.

Sobre as possíveis características que um instrumento econômico pode ter, aqueles de caráter constante, cujas regras são estabelecidas e perduram, tendem a ser mais bem aceitos e vistos como mais críveis pelos usuários. É preferível, dessa maneira, que ajustes sazonais ou para momentos específicos já estejam previstos em um arranjo permanente do que novas alternativas sejam propostas a cada evento de escassez que se revela severo.

Já com relação à abertura do instrumento a diferentes tipos de usuários, é possível identificar alguma divergência entre indivíduos com atuação em setores econômicos distintos. Por um lado, produtores rurais indicam preferência por interagir somente com outros agricultores, por eventualmente entender que seu setor seja mais pulverizado e potencialmente mais frágil em eventuais negociações acerca da distribuição de cotas ou créditos (a depender do arranjo). Entretanto, se o processo de alocação e os preços praticados forem percebidos como “justos”, tais restrições podem ser reduzidas.

Por outro lado, usuários do setor industrial tendem a gerar maior valor agregado por unidade consumida de água e também apresentar maiores custos marginais de redução de consumo (em termos relativos aos outros setores). Ao perceber esse cenário, as indústrias passam a preferir uma abordagem em que todos os tipos de uso sejam contemplados, como forma menos custosa de garantir que exista água disponível para o seu atendimento.

De qualquer maneira, esforços realizados antes da implementação de um novo instrumento devem ser levados em consideração, tendo em vista, por exemplo, o maior grau de eficiência que algumas atividades já alcançaram a partir de medidas adotadas no passado. Isto é, a sugestão de aplicação de percentuais de redução uniformes entre todos os usuários de uma mesma região durante evento de escassez deve ser recebida negativamente por alguns indivíduos¹⁸⁵.

É provável também que a aceitação com relação a um instrumento de mercado (bem como a própria cobrança) esteja relacionada ao fortalecimento dos instrumentos já existentes na Política Nacional de Recursos Hídricos e, conseqüentemente, do maior controle dos usos de água realizados por todos os setores usuários. Esse controle ofereceria um sinal mais claro de que o mercado seria crível e duradouro, dando mais segurança para os indivíduos.

Por fim, é razoável supor que as percepções dos usuários, ainda que dentro de um mesmo setor, variem de acordo com suas características e o contexto em que estão inseridos. Por exemplo, tanto para o setor agrícola quanto industrial, a mera discussão acerca de instrumentos econômicos deve ser mais bem recebida naqueles locais/bacias hidrográficas em que há problemas (de escassez) bem caracterizados. Outros fatores que podem estar associados à maior receptividade de um eventual mercado de águas são:

- ❖ **Idade:** há um componente geracional normalmente associado à adoção de novas tecnologias e práticas. Assim, gerações mais novas tendem a ser mais abertas a novos instrumentos e regras; são também mais receptivas à procura de soluções inovadoras para lidar com determinado problema de forma coletiva;
- ❖ **Nível educacional:** a assimilação das características de um novo instrumento, bem como a compreensão de suas justificativas e consequente aceitação, tende a estar positivamente relacionada com o grau de instrução dos indivíduos. Aqueles com formação mais ampla (técnica e de gestão) também devem ser mais propensos a um IE do que indivíduos de perfil exclusivamente técnico.
- ❖ **Orientação empresarial:** aqueles indivíduos que possuem uma relação mais empresarial/comercial quanto à atividade que desempenham podem lidar com maior facilidade com a criação e operação de um arranjo de mercado.
- ❖ **Porte da empresa:** a importância da água para a atividade e o porte maior das empresas também devem estar associados com percepções mais favoráveis acerca da necessidade da gestão coletiva e da adoção de IEs para reduzir a intensidade dos impactos de eventos de escassez. Isso se deve, entre outros motivos, ao fato de que nesses casos há equipes especializadas no assunto, cuja atenção requer menor divisão com outros temas.

¹⁸⁵ Surge, nesse caso, a necessidade de discussões acerca do reconhecimento de ações antecipatórias ("early action").

Considerações finais sobre as percepções de especialistas em recursos hídricos e representantes de usuários

De modo geral, é possível notar que os participantes consultados nessa etapa da pesquisa tendem a entender e julgar positiva a inclusão dos mercados de direitos de água no rol de instrumentos à disposição de gestores e usuários de água no Brasil. Entretanto, ainda pairam consideráveis dúvidas acerca dos formatos mais adequados para tal inserção e é possível antecipar algumas dificuldades práticas que deverão ser encontradas caso tal IE venha um dia ser implementado em algum contexto no país.

Ressalta-se, contudo, que a discussão aqui ocorreu com considerável abstração das realidades específicas de determinadas regiões, bacias hidrográficas, de forma a permitir uma amostra mais abrangente de especialistas. A realização das mesmas perguntas direcionadas a um problema específico e localizado de escassez hídrica pode oferecer respostas mais seguras por alguns dos entrevistados. De qualquer maneira, reforça-se aqui a pertinência da exploração e aprofundamento do conhecimento acerca dos mercados de água no país.

Apêndice 10.1 - Questionários para Coleta de Percepções Sobre Mercados de Água no Brasil

Primeira rodada de entrevistas (formulário online)¹⁸⁶

- Contextualização: Historicamente, a solução para problemas associados à disponibilidade de água foi baseada em uma abordagem calcada na engenharia, isto é, na expansão da oferta. No entanto, recentemente, maior atenção tem sido direcionada para a gestão da demanda como forma de evitar situações de escassez e, consequentemente, aos diversos instrumentos que podem ser utilizados para um uso mais eficiente e sustentável da água.

Dentre esses instrumentos é possível destacar os mercados de água, inclusive já adotados em algumas jurisdições internacionais. Nesse contexto, o presente estudo busca, em caráter exploratório, compreender melhor quanto desejável e viável seria a adoção de mercados de água no Brasil.

Para tanto, uma seleção de especialistas foi convidada a responder 2 rodadas de perguntas. Essa primeira rodada (a seguir) permitirá identificar pontos de convergência (e divergência) entre os respondentes e, mais importante, as razões para tais padrões e embasará a construção de perguntas mais direcionadas e específicas na próxima rodada.

Obrigado por sua participação!

Problema de pesquisa: Como, caso desejável, mercados de água podem ser adotados no BR para reduzir situações de escassez e aumentar a eficiência no uso do recurso?

Identificação do respondente: Selecione a categoria que melhor representa sua ocupação (é possível selecionar mais de uma):

- | | |
|--|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Governo; | <input checked="" type="checkbox"/> Organização da sociedade civil. |
| <input checked="" type="checkbox"/> Academia; | <input checked="" type="checkbox"/> Organismo de cooperação multilateral; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Membro de comitê de bacia; | <input checked="" type="checkbox"/> Outros (especificar). |

¹⁸⁶ Questionário disponibilizado entre os dias 06 de setembro e 03 de outubro de 2016.

Perguntas

- 1) Em poucas palavras, o que você entende por “mercado de água”?
- 2) De maneira simplificada, um mercado de água pode ser definido como: mecanismo pelo qual usuários de água **voluntariamente** transacionam (realocam) seus **direitos de uso** de água (ou extração), parcial ou totalmente, temporária ou permanentemente, de acordo com suas necessidades e obedecendo a eventuais condições impostos por órgão regulador.

Em sua opinião, as razões que podem dificultar adoção de um mercado de água no Brasil são de qual natureza? (Observação: deixe em branco caso não consiga identificar).

- ☒ Exclusivamente jurídicas;
- ☒ Majoritariamente jurídicas;
- ☒ Majoritariamente administrativas;

Dada sua resposta, em poucas palavras, identifique 3 principais barreiras que podem dificultar a adoção de um mercado de água no Brasil e explique o porquê.

- 3) Em sua opinião, qual o principal objetivo a ser atendido por um mercado de água?

- ☒ Resolver situações de emergência;
- ☒ Aumentar a eficiência no uso de água;
- ☒ Promover a conservação da água;

O mercado de água seria o melhor instrumento para lidar com o(s) objetivo(s) selecionado(s)?

- | | |
|---|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Sim, isoladamente; | <input checked="" type="checkbox"/> Exclusivamente administrativas; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Sim, mas em conjunto com outros instrumentos; | <input checked="" type="checkbox"/> Exclusivamente políticas; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Não. | <input checked="" type="checkbox"/> Majoritariamente políticas; |

Caso tenha escolhido a segunda ou terceira opção, qual(is) outros instrumentos seriam preferíveis? Por quê?

- 4) Qual sua opinião frente à seguinte afirmação: “é desejável que a gestão de recursos hídricos no Brasil possa dispor de mercados de água como instrumento de alocação”.

- | | |
|--|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Discordo totalmente; | <input checked="" type="checkbox"/> Todos, simultaneamente; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Discordo levemente; | <input checked="" type="checkbox"/> Outro (especificar) |

5) Do ponto de vista físico (hidrológico), qual(is) a(s) escala(s) geográfica(s) seria(m) **mais desejável(is)** para a adoção de um mercado de água? Selecione no máximo 2 opções.

- | | |
|---|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Municipal; | <input checked="" type="checkbox"/> Sub-bacia hidrográfica; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Estadual; | <input checked="" type="checkbox"/> Reservatório; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Nacional; | <input checked="" type="checkbox"/> Áreas integradas por obras de infraestrutura hídrica; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Bacia hidrográfica; | <input checked="" type="checkbox"/> Outra? |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

6) Do ponto de vista físico (hidrológico), qual(is) a(s) escala(s) geográfica(s) seria(m) **mais factível(is)** para a adoção de um mercado de água? Selecione no máximo 2 opções.

- | | |
|---|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Municipal; | <input checked="" type="checkbox"/> Sub-bacia hidrográfica; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Estadual; | <input checked="" type="checkbox"/> Reservatório; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Nacional; | <input checked="" type="checkbox"/> Áreas integradas por obras de infraestrutura hídrica; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Bacia hidrográfica; | <input checked="" type="checkbox"/> Outra? |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

7) Em sua opinião, um mercado de água deve lidar com quais fontes de água?

- | | |
|---|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Águas superficiais; | <input checked="" type="checkbox"/> Ambos, isoladamente; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Águas subterrâneas (aquíferos); | <input checked="" type="checkbox"/> Ambos, simultaneamente. |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

8) Assumindo que o sistema hidrológico seja conectado transferências dentro de um mercado deveriam ocorrer: (Observação: Sistemas hidrologicamente conectados = fisicamente em contato. É possível, portanto, que correntes e aquíferos estejam conectados).

- | | |
|--|--|
| <input checked="" type="checkbox"/> Dentro de um rio/aquífero; | <input checked="" type="checkbox"/> Dentro de uma bacia; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dentro de uma sub-bacia; | <input checked="" type="checkbox"/> Entre diferentes bacias. |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

9) Em sua opinião, um mercado de água deve envolver transferências para:

- | | |
|---|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> Usos consuntivos; | <input checked="" type="checkbox"/> Ambos, isoladamente; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Usos não consuntivos; | <input checked="" type="checkbox"/> Ambos, simultaneamente. |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

10) Em sua opinião, um mercado de água deve envolver transferências:

- ☒ Entre todos os usuários da bacia;
- ☒ Somente entre usuários de um mesmo setor;
- ☒ Somente entre usuários de um mesmo setor ou para setor com maior prioridade de atendimento;
- ☒ Entre todos os usuários da bacia (incluindo agentes públicos envolvendo transferências de água para fins ecológicos ou para restringir os usos em situações críticas de seca).

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

11) Em sua opinião, um mercado de água deve envolver transferências:

- | | |
|--|--|
| <input checked="" type="checkbox"/> Permanentes; | <input checked="" type="checkbox"/> Ambas. |
| <input checked="" type="checkbox"/> Temporárias; | |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

12) A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433 de 1997) identifica a “outorga dos direitos de uso de recursos hídricos” como um de seus instrumentos. Qual sua opinião frente à seguinte afirmação: “a outorga poderia ser utilizada como título a ser transferido dentro de um mercado”.

- | | |
|--|--|
| <input checked="" type="checkbox"/> Discordo totalmente; | <input checked="" type="checkbox"/> Concordo levemente; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Discordo levemente; | <input checked="" type="checkbox"/> Concordo totalmente. |

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

13) A Política Nacional de Recursos Hídricos (Art. 38, Inciso VI) atribui como competência dos Comitês de Bacia Hidrográfica, no âmbito de sua área de atuação: “estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados”. Nesse sentido, como você avaliaria as seguintes afirmações:

a. É **desejável** que tal competência dos Comitês seja também estendida ao estabelecimento de mecanismos de transação de direitos de água (mercados de água).

☒ Discordo totalmente;

☒ Concordo levemente;

☒ Discordo levemente;

☒ Concordo totalmente.

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

b. É **factível** que tal competência dos Comitês seja também estendida ao estabelecimento de mecanismos de transação de direitos de água (mercados de água).

☒ Discordo totalmente;

☒ Concordo levemente;

☒ Discordo levemente;

☒ Concordo totalmente.

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

14) Caso seja desejável a adoção de mercados de água no Brasil, como você avaliaria a seguinte afirmação: Mercado(s) de água deve(m) ser implantados gradualmente.

☒ Discordo totalmente;

☒ Concordo levemente;

☒ Discordo levemente;

☒ Concordo totalmente.

a) Se **discorda**, quais as principais razões para tanto? Resposta livre (espaço limitado).

b) Se **concorda**, quais dos seguintes critérios você julgaria mais importantes para identificar os contextos em que os mercados de água podem ser inicialmente adotados? Selecione até três opções.

☒ Superalocação dos recursos hídricos da bacia;

☒ Domínio não compartilhado entre diferentes entes da federação;

☒ Nível de conhecimento dos usuários;

☒ Diversidade de usuários, com demandas hídricas heterogêneas;

☒ Disponibilidade de infraestrutura hídrica;

- ☒ Comitê de bacia estabelecido e atuante;
- ☒ Quantidade suficiente de usuários para caracterizar um mercado;
- ☒ Outro (indicar qual).

Em poucas palavras, elenque as principais razões para sua resposta.

Tendo em vista sua resposta anterior, você consegue identificar desde já alguma(s) bacia(s) hidrográficas no Brasil que seriam mais indicadas para a adoção de um mercado de água?

Segunda rodada de entrevistas: questionário online¹⁸⁷

O Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas (GVces/FGV-EAESP) iniciou projeto, apoiado pela Agência Nacional de Águas (ANA), para compreender melhor quão desejável e viável seria a adoção de outros instrumentos econômicos na gestão dos recursos hídricos, além da cobrança pelo uso da água prevista na Lei 9.433/1997.

Ao longo do mês de setembro, diversos especialistas responderam a uma primeira rodada de questionários e ofereceram valiosas contribuições sobre o tema. A partir dos resultados encontrados, e de demais fontes de informação, elaboramos uma segunda rodada de perguntas para qualificar alguns pontos e explorar ainda outras possibilidades acerca das possíveis formas de adoção de mercados de água no país, caso ela seja desejável.

- Lembrete: *no presente contexto, um mercado de água é entendido como o “mecanismo pelo qual usuários de água VOLUNTARIAMENTE transacionam (realocam) seus DIREITOS DE USO (ou extração) de água, parcial ou totalmente, temporária ou permanentemente, de acordo com suas necessidades e obedecendo a eventuais condições impostas por órgão regulador”.*

Novamente, muito obrigado por sua participação!

Problema de pesquisa: Como, caso desejável, mercados de água podem ser adotados no BR para reduzir situações de escassez e aumentar a eficiência no uso do recurso?

Identificação do respondente: Selecione a categoria que melhor representa sua ocupação (é possível selecionar mais de uma):

- | | |
|--|--|
| <input checked="" type="checkbox"/> Governo; | <input checked="" type="checkbox"/> Organização da sociedade civil. |
| <input checked="" type="checkbox"/> Academia; | <input checked="" type="checkbox"/> Organismo de cooperação multilateral ; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Membro de comitê de bacia; | <input checked="" type="checkbox"/> Outros (especificar). |

¹⁸⁷ Questionário disponibilizado entre os dias 17 de outubro e 11 de novembro de 2016.

Perguntas

1) Na primeira rodada de perguntas, 75% dos respondentes apontaram que mercados de água seriam desejáveis no Brasil, desde que em conjunto com outros instrumentos. Assim, qual a sua opinião com relação à seguinte frase: “Os instrumentos já previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos (Outorga, Comitês de Bacia, Cobrança pelo uso, Enquadramento, Planos de Recursos Hídricos e Sistema de Informações) mais mercados de água são suficientes para lidar com os problemas de escassez no Brasil”. Se discorda, quais os motivos para tanto?

☒ Concordo levemente;

☒ Discordo totalmente;

☒ Concordo totalmente;

☒ Discordo. Já indiquei na primeira rodada que mercados de água não são desejáveis.

☒ Discordo levemente;

1.1) Ranqueie em ordem de importância quais dos instrumentos da Lei 9433 devem estar **NECESSARIAMENTE** implementados antes de se planejar a constituição de um mercado?

() os Planos de Recursos Hídricos;

() o enquadramento dos corpos de água em classes;

() a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;

() a cobrança pelo uso de recursos hídricos;

() o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

1.2) Tendo em vista a pergunta anterior, como você julga que deve ser o emprego de mercados de água e do instrumento da cobrança pelo uso de água?

☒ Simultaneamente. Em todos os momentos.

☒ Simultaneamente. A cobrança em caráter constante e o mercado de água apenas em situações de escassez.

☒ Alternativamente. Somente um instrumento econômico deve ser adotado para lidar com problemas de quantidade em um mesmo espaço geográfico.

☒ Outro? Qual? _____

Por favor, explicita as principais razões para sua resposta.

2) Na primeira rodada, 40% dos participantes identificaram como DESEJÁVEL que os Comitês de Bacia possuísem as mesmas competências para o estabelecimento da cobrança pelo uso e para mercados de águas; um número ligeiramente menor (30%) julgou tal cenário como FACTÍVEL. Por outro lado, a presença de um Comitê de Bacia estabelecido e atuante foi identificada como a TERCEIRA razão mais importante para adotar inicialmente os mercados de água (mencionada por 45% dos respondentes).

Nesse sentido, qual o papel que você identifica como mais adequado para os Comitês de Bacia com relação a um mercado de direitos de uso de água. Quais os motivos para sua resposta? (não obrigatório).

- ☒ Necessário, como responsável pelo desenho do instrumento.
- ☒ Necessário, como participante no desenho do instrumento.
- ☒ Desejável (mas não necessário), como participante no desenho do instrumento.
- ☒ Nem desejável, nem necessário.

3) Na primeira rodada de perguntas, 60% dos entrevistados responderam que um mercado de água deve envolver transferências para usos consuntivos e não-consuntivos simultaneamente. Nesse caso, como você imagina que deveria ser a participação de usuários não-consuntivos?

- ☒ Como os demais usuários, desde que detenham outorga de direito de uso.
- ☒ Como os demais usuários, desde que detenham outorga de direito de uso e respeitem a hierarquia de prioridade de uso da bacia.
- ☒ Como os demais usuários, desde que detenham outorga de direito de uso e exista algum tipo de avaliação ex-ante acerca dos possíveis impactos da transferência.
- ☒ Como os demais usuários, desde que detenham outorga de direito de uso, respeitem a hierarquia de prioridade de uso da bacia e exista algum tipo de avaliação ex-ante acerca dos possíveis impactos da transferência.
- ☒ Exclusivamente como “compradores”, compensando os usos consuntivos que reduzirem voluntariamente seus usos.
- ☒ Exclusivamente como “compradores”, compensando os usos consuntivos que reduzirem voluntariamente seus usos, mas desde que detenham outorga de direitos de uso.
- ☒ De outra maneira. Qual?
- ☒ Não devem participar.

4) Na primeira rodada de perguntas, 60% dos especialistas apontaram que um mercado de água deveria contemplar **SIMULTANEAMENTE** águas superficiais e subterrâneas. Entretanto, alguns respondentes qualificaram suas respostas com opiniões como a oferecida a seguir: “Visando à simplicidade para início de uso deste instrumento, o mercado deveria contemplar apenas águas superficiais, embora haja interligação destas com águas subterrâneas. [É importante ampliar o] conhecimento sobre os aquíferos no Brasil, que ainda é muito incipiente”.

Qual a sua opinião com relação à visão expressa acima? Quais os motivos para sua resposta? (não obrigatório).

- ☒ Concordo e acho que mercados de água devem começar a ser implementados somente em águas superficiais, mesmo que deficiências no sistema de controle de captação de águas subterrâneas permitam o aumento de sua exploração (substituição de uma fonte pela outra).
- ☒ Concordo, mas acho que a falta de conhecimento não deve ser obstáculo para a adoção de mercados de água que abarquem ambas as fontes.
- ☒ Concordo e acho que os mercados de água para águas superficiais e de aquíferos deveriam ser separados.
- ☒ Concordo, mas acho que somente órgãos governamentais devem realizar transações para melhorar as condições de aquíferos em condições de estresse.
- ☒ Discordo, acho que já reunimos condições de ter mercados em que ambas as fontes sejam contempladas.
- ☒ Discordo e continuo achando que somente fontes superficiais devem ser contempladas em mercados de água.

5) No que diz respeito às águas de aquíferos, o estado americano do Arizona conta com uma experiência interessante: “Instituído em 1996, o Banco de água do Arizona (AWB) é um sistema de armazenamento subterrâneo (de longo prazo) de água superficial considerada como excedente. Isto é, a autoridade estadual independente gestora do banco pode adquirir água não utilizada pelos usuários em anos com condições hídricas favoráveis, para ser utilizada em anos mais secos”. Similarmente, o armazenamento pode ser feito em reservatórios superficiais e a água reservada pode substituir a extração de aquíferos quando esses atingirem condições de estresse.

A criação de bancos de água nesses moldes é um caminho a ser explorado para aqueles aquíferos em condições de estresse no país?

- ☒ Concordo e acho tecnicamente viável.
- ☒ Concordo, mas não acho tecnicamente viável.
- ☒ Discordo.

Quais os motivos para sua resposta? (não obrigatório).

5.1) Caso tenha concordado, qual a origem dos recursos que julga mais pertinente para que um banco de água nos moldes acima possa realizar suas operações?

- ☒ Taxas de extração, cobradas dos usuários que se utilizam de águas de aquíferos.
- ☒ Receitas oriundas da cobrança pelo uso da água, incidente sobre todos os usuários da bacia.
- ☒ Outros tributos coletados pelo Estado.
- ☒ Outras fontes. Quais? _____

6) No mercado de água da bacia dos Rios Murray e Darling, na Austrália, existem dois títulos igualmente transacionáveis:

- ❖ Direito de acesso à água (entitlement): direito de longo prazo, normalmente permanente, sobre (uma parcela) o total de água disponível para consumo de acordo com algum plano de recursos hídricos (do estado ou da bacia); e
- ❖ Alocação anual (allocation): determinado volume de água que pode ser consumido durante um ano hídrico (até o máximo previsto no Direito de acesso à água), conforme a disponibilidade hídrica do momento.

Tendo em vista esse exemplo e levando em consideração que na primeira rodada 65% dos respondentes concordaram que “a outorga poderia ser utilizada como título a ser transferido dentro de um mercado”, você acredita que em mercados de água no Brasil:

- ☒ A outorga deve ser o único título a ser transacionado, podendo ser alugada (por determinado período de tempo) e comprada (até a duração da outorga).
- ☒ A outorga deve ser o único título a ser transacionado, podendo somente ser alugada (por determinado período de tempo).
- ☒ A outorga deve ser o único título a ser transacionado, podendo somente ser comprada (até a duração da outorga).
- ☒ A outorga deve servir como base para a criação de um novo título (alocação anual) e ambos podem ser transacionados.
- ☒ A outorga deve servir como base para a criação de um novo título (alocação anual) e somente esse novo título pode ser transacionado.
- ☒ Um mercado de águas não tem condições de se desenvolver com base na outorga de direitos de uso, da forma como ela é concedida e fiscalizada hoje.

Quais os motivos para sua resposta? (não obrigatório).

7) A Política Nacional de Recursos Hídricos prevê que estão sujeitos a outorga pelo Poder Público os direitos dos "outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água".

Nos Estados Unidos da América, o mercado mais ativo de direitos de uso de água surgiu a partir de um projeto de transposição de águas no estado do Colorado (Projeto Colorado-Big Thompson), em que o direito de uso da água (water right) referente ao projeto foi convertido em cotas que podem ser livremente negociadas entre os usuários da região. Isto é, a concessão dessas cotas é administrada pela organização responsável pela administração do projeto. Você acredita que solução semelhante poderia ser adotada em projetos de infraestrutura hídrica no Brasil?

- ☒ Sim, para todos os projetos de infraestrutura;
- ☒ Sim, mas somente para NOVOS projetos de infraestrutura;
- ☒ Sim, mas somente para ALGUNS projetos de infraestrutura. Quais? _____;
- ☒ Não.

Se sim, você considera que mercados de cotas de água de um projeto de infraestrutura representam uma oportunidade de aplicação de um programa piloto no Brasil?

- ☒ Não;
- ☒ Sim, é a melhor opção;
- ☒ Sim, mas existem opções melhores. Quais? _____

Quais os motivos para a sua resposta?

8) A Resolução 16/2001 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos estabelece critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos e em seu Artigo 2º estipula que: "A transferência do ato de outorga a terceiros deverá conservar as mesmas características e condições da outorga original e poderá ser feita total ou parcialmente quando aprovada pela autoridade outorgante e será objeto de novo ato administrativo indicando o(s) titular(es)".

Nesse sentido, qual a sua opinião com relação à seguinte frase: "no futuro, as outorgas de direitos de uso devem ser concedidas em termos mais genéricos de forma a facilitar a transferência de outorgas no âmbito da Resolução 16/2001, inclusive com compensação financeira entre as partes."

- | | |
|--|--|
| <input checked="" type="checkbox"/> Concordo totalmente; | <input checked="" type="checkbox"/> Discordo parcialmente; |
| <input checked="" type="checkbox"/> Concordo parcialmente; | <input checked="" type="checkbox"/> Discordo totalmente. |

Quais as razões para a sua resposta?

9) Uma prática que tem se tornado mais frequente no Brasil é a emissão de outorgas coletivas, em que são outorgados diversos usuários e suas respectivas utilizações dos recursos hídricos. É possível que regras de racionamento sejam inclusive previstas nesses instrumentos, por exemplo, levando em consideração a área irrigada por cada usuário como critério para ajuste da captação em situações de escassez (número de horas de captação diária permitida). Nesse sentido, qual a sua opinião com relação às seguintes frases:

i) “Seria DESEJÁVEL que o racionamento em situações de escassez para usuários de uma mesma outorga coletiva fosse realizado a partir da disposição a pagar de cada usuário, com aqueles usuários que tenham de reduzir seu consumo sendo COMPENSADOS financeiramente”.

ii) “A proposta contida na frase (i) é tanto desejável quanto JURIDICAMENTE factível.

☒ Concordo com (i) e (ii);

☒ Concordo com (i), mas não tenho condições de avaliar (ii);

☒ Concordo com (i), mas discordo de (ii);

☒ Discordo de (i) e não tenho condições de avaliar (ii)

☒ Discordo de (i), mas concordo com (ii);

☒ Discordo de (i) e (ii).

Quais as razões para a sua resposta?

9.1) A outorga de direito de uso pode também ser concedida para uma associação de usuários, constituídos em pessoa jurídica única. Nesses casos, regras de alocação e fiscalização podem ficar a cargo dos próprios usuários. Assim, qual a sua opinião com relação às seguintes frases:

i) “Seria DESEJÁVEL que a alocação negociada entre usuários de uma mesma associação detentora de outorga de direito de uso fosse realizada por meio de transações financeiras”.

ii) “A proposta contida na frase (i) é tanto desejável quanto JURIDICAMENTE factível.

☒ Concordo com (i) e (ii);

☒ Discordo de (i) e não tenho condições de avaliar (ii)

☒ Concordo com (i), mas discordo de (ii);

☒ Discordo de (i) e (ii).

☒ Discordo de (i), mas concordo com (ii);

☒ Quais as razões para a sua resposta?

☒ Concordo com (i), mas não tenho condições de avaliar (ii);

9.2) No caso de uma outorga para associação de usuários, como você reagiria à seguinte proposta: “Um usuário a jusante da associação oferece uma compensação financeira para que a associação como um todo reduza o seu consumo em determinado volume. Os associados que voluntariamente se interessarem por reduzir seu consumo individual repartem o montante, ao passo que aqueles que

os demais podem seguir consumindo água normalmente”.

- ☒ Concordo;
- ☒ Concordo, desde que a proposta seja validada por órgão do executivo;
- ☒ Concordo, desde que a proposta seja validada pelo comitê de bacia;
- ☒ Discordo.

Quais as razões para a sua resposta?

10) Na primeira rodada de perguntas 95% dos participantes responderam que um mercado de direitos de uso de água deve envolver transferências entre todos os usuários da bacia. Entretanto, usuários com perfis diferentes podem tolerar mais (ou menos) o risco de escassez.

Nesse sentido, o mercado de água da bacia de Murray-Darling (pergunta 6) apresenta direitos de uso com diferentes níveis de garantia de atendimento. Isto é, todas as alocações anuais referentes a direitos (entitlements) de alto grau de garantia são atendidas antes daquelas de médio e baixo grau. Qual a sua opinião com relação a esse arranjo para eventuais mercados de água no Brasil?

- ☒ Deveria ser adotado.
- ☒ Deveria ser adotado, mas respeitando as prioridades de atendimento entre as classes de usuários.
- ☒ Deveria ser adotado, mas só em um segundo momento (depois dos usuários já estarem familiarizados com a operação do mercado).
- ☒ Deveria ser adotado, mas só em um segundo momento e respeitando as prioridades de atendimento.
- ☒ Deveria ser adotado, independentemente da existência de mercados de água.
- ☒ Deveria ser adotado, independentemente da existência de mercados de água, mas respeitando as prioridades de atendimento entre as classes de usuários.
- ☒ Não deveria ser adotado.

11) Na primeira rodada de perguntas, 25% dos participantes responderam que caso o sistema hidrológico seja conectado, transferências dentro de um mercado deveriam ocorrer entre diferentes bacias hidrográficas. Nesse sentido, você acha que transferências entre bacias deveriam ocorrer (selecione até 2 opções):

- ☒ Como qualquer outra transferência (assumindo que existam mercados em funcionamento);
- ☒ Somente em último caso (situação crítica em uma bacia e confortável em outra);

- ☒ Somente para bacias que sejam interligadas por projetos de transposição já existentes;
- ☒ Somente para novos projetos de transposição;
- ☒ Somente com a intermediação de um Banco de Água, gerido por órgão governamental;
- ☒ Somente mediante aprovação dos Comitês de Bacia.
- ☒ Nunca.

Quais as razões para a sua resposta?

12) Dos possíveis arranjos para mercados de água apresentados ao longo do questionário e outros, por favor ranqueie do melhor para o pior de acordo com a sua opinião:

- () Adequação das regras de “transferência de outorga” para permitir alteração no local e tempo de uso, com compensação financeira.
- () Criação de Bancos de Água, administrados por órgãos do executivo.
- () Criação de Bancos de Água, administrados por entidades privadas e regulados pelo estado.
- () Adoção de transações como forma de (re)alocação dentro de uma outorga coletiva.
- () Compensação oferecida por usuários a jusante para conservação de água por uma associação de usuários (com outorga única).
- () Criação de títulos de alocação anual, balizados pelas outorgas, e que podem então ser transacionados.
- () Outro. Qual? _____

13) Espaço livre. Sinta-se à vontade para discorrer (brevemente) sobre alguma consideração que gostaria de ter feito acerca da possibilidade, viabilidade e conveniência da adoção de mercados de água no Brasil e que não tenha conseguido manifestar nas perguntas realizadas em ambas as rodadas de questionários.

Entrevista estruturada sobre aceitação pública (presencial/telefone)

- 1) Como os indivíduos em seu setor geralmente respondem a situações de escassez hídrica (acionamento)? Existem alternativas de curto prazo para lidar com o problema (além de reduzir a produção)? E de longo prazo?
 - 1.1) É comum que os indivíduos do setor adquiram algum tipo de seguro que os proteja dos impactos de um evento de escassez?
- 2) Na sua opinião, qual é o grau de conhecimento que os usuários em seu setor possuem sobre o uso de instrumentos econômicos na gestão de água?
- 3) Como você acha que os indivíduos em seu setor responderiam a proposição de instrumentos econômicos para lidar com a gestão de água?
 - 3.1) Você acha que eles seriam mais favoráveis a um mercado de água (em que os usuários transacionam voluntariamente seus direitos de uso) ou à cobrança pelo uso (como previsto na Política Nacional)?
- 4) Você acha que eles seriam mais receptivos ao uso de um instrumento econômico somente em caráter temporário, em momentos de escassez intensa?
- 5) Você acha que eles seriam mais receptivos ao uso de um instrumento econômico somente dentro da mesma região/bacia hidrográfica em que atuam?
- 6) Caso um mercado de direitos de uso de água existisse, você acredita que os indivíduos em seu setor atuariam mais comprando ou vendendo seus direitos (ou ambos)?
 - 6.1) Você acha que essas transações ajudariam os usuários a adotar estratégias/promover mudanças de caráter incremental ou transformadoras?
- 7) Você acha que eles seriam mais receptivos se o mercado de direitos de uso de água incluísse somente usuários do mesmo setor?
 - 7.1) Posto de outra forma, você acha que os indivíduos do seu setor atribuiriam alguma importância para quem eles estariam vendendo ou de quem estariam comprando direitos de uso?
 - 7.2) Se pudessem negociar, por exemplo, com um Banco de Água gerido por autoridade pública, eles seriam mais receptivos à ideia de comprar ou vender direitos de uso de água?
- 8) Você acha que as visões refletidas nas respostas anteriores são representativas do setor em todo o país ou existem diferenças com relação a(o):
 - 8.1) Região em que se encontram? Em qual sentido?

8.2) Idade dos proprietários ou gestores do negócio? Isto é, você acha que indivíduos mais novos pertencentes ao seu setor seriam mais ou menos receptivos a um mercado de direitos de água?

8.3) Nível educacional? Isto é, você acha que indivíduos com maior escolaridade pertencentes ao seu setor seriam mais ou menos receptivos a um mercado de direitos de água?

8.4) Cultura e tradição? Isto é, você acha que aqueles indivíduos atuando a mais tempo atuando em seu setor seriam mais ou menos receptivos a um mercado de direitos de água?

8.5) Tamanho da empresa/fazenda? Isto é você acha que indivíduos responsáveis por negócios menores seriam mais ou menos receptivos a um mercado de direitos de água?

9) Existe algum comentário que você gostaria de ter realizado sobre o uso de instrumentos econômicos para a gestão de recursos hídricos que porventura não tenha sido coberto nas questões anteriores? Qual(is)?

Apêndice 10.2 - Lista de Organizações Consultadas e Participantes nas Consultas Sobre a Realidade Brasileira

Organização	
Agência das Bacias PCJ	Consórcio Intermunicipal Lagos São João (CILSJ)
Agência Nacional de Águas (ANA)	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)
Agência Peixe Vivo	Federação das Indústrias do Rio de Janeiro (Firjan)
Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA)	Fundação Agência Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (FA-BH-AT)
AlfaSigma Consultoria	Fundação Armando Álvares Penteado (FAAP)
Aliança pela Água	Fundação Grupo Esquel-Brasil
Associação Águas Claras do Rio Pinheiros	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)
Centro de Agronegócio da Fundação Getúlio Vargas (GVagro)	Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa
Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo (CETESB)	Ministério da Integração Nacional
Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar)	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE)
Companhia Paranaense de Energia (COPEL)	Universidade Federal do Ceará (UFC)
Companhia Siderúrgica Nacional (CSN)	Secretaria de Estado do Ambiente - Instituto Estadual do Ambiente (SEA-INEA/RJ)
Confederação Nacional da Indústria (CNI)	Toulouse School of Economics
Observação: Organizações cujos representantes participaram de ao menos uma etapa do processo de pesquisa (1ª rodada de questionários online; 2ª rodada de questionários online; grupo focal; entrevistas de aceitação pública). Algumas organizações participaram com mais de um representante e em mais de uma etapa da pesquisa.	

11 Brasil: Proposição de Novos Instrumentos para Gestão de Água

A discussão sobre o uso de instrumentos baseados em mercados para a gestão de recursos hídricos no Brasil é, necessariamente, de caráter exploratório e subjetivo, como discutido ao longo da seção anterior (**Seção 10**). O caráter inovador do tema, em particular em contexto doméstico, faz com que quaisquer prognósticos apresentem algumas limitações, mas sem dúvida oferecem bons indicativos e provêm uma base sólida para organizar eventuais discussões futuras.

Com esse intuito, e a partir do conhecimento apresentado ao longo de toda a publicação, a presente seção busca explorar e propor possíveis caminhos para que, caso desejável, mercados de água possam ser adotados no Brasil de forma a reduzir a ocorrência e severidade de situações de escassez, bem como aumentar a eficiência no uso do recurso.

Mercados de água são aqui compreendidos como o mecanismo pelo qual usuários de água voluntariamente transacionam (realocam) seus direitos de uso (ou extração) de água, parcial ou totalmente, temporária ou permanentemente, de acordo com suas necessidades e obedecendo a eventuais condições impostas por órgão regulador. Cumpre, então, apresentar e avaliar diferentes arranjos que poderiam ser adotados no país. Para tanto, algumas observações iniciais são necessárias.

Acerca do arcabouço jurídico

Tanto o arcabouço jurídico vigente quanto eventuais alterações contempladas estão sujeitos a interpretações variadas. Por um lado, a inserção de mercados de água como um novo instrumento em ordenamentos legais superiores, como a Lei 9.433, confeririam maior força jurídica a este. Por outro, IEs devem ser concebidos de acordo com as conjunturas dos locais em que serão aplicados. Assim, é necessário que quaisquer provisões em ordenamentos superiores sejam de caráter estruturante, porém flexíveis, para permitir sua adoção em diferentes contextos.

É, por exemplo, razoável considerar que caso um instrumento seja desenvolvido somente em determinada bacia hidrográfica e não tenha, portanto, amplitude nacional, somente os atos administrativos do poder outorgante local poderiam ser ajustados, desde que haja posicionamento favorável por parte do CNRH e de conselhos estaduais. De fato, a gestão de recursos hídricos no Brasil é caracterizada por certo grau de descentralização, tendo a bacia hidrográfica como sua unidade de gestão. A adoção de IEs, particularmente mercados de água, tende a reforçar esse caráter e atribuir maior poder aos usuários como gestores efetivos dos recursos hídricos.

Cumpra, então, fazer uma primeira recomendação: quaisquer regras formais que se conceba devem estabelecer a estrutura possível, com a organização e a tomada de decisão sendo realizadas no nível local, de acordo com as realidades e necessidades dos usuários¹⁸⁸, observando o princípio da subsidiariedade.

O princípio da subsidiariedade sugere que as decisões sobre a atividade econômica devem preferencialmente ser tomadas pela unidade de decisão no menor nível de agregação em que tais decisões não geram externalidades significativas sobre outras unidades de decisão (KONRAD e THUM, 2013)

Acerca dos objetivos dos IEs e do processo de aprendizado

Diferentes IEs podem coexistir no país e, por vezes, até mesmo em uma só bacia hidrográfica. A gestão descentralizada permite que cada experiência sirva também como laboratório para o aprendizado de outros atores em outros locais, com características similares. Programas-pilotos, logo, são particularmente interessantes ao gerar conhecimento sobre a aplicabilidade de determinado instrumento¹⁸⁹, possivelmente com menor grau de objeção de alguns grupos de interesse.

Outro aspecto que deve ser observado para a introdução de novos instrumentos é a definição clara do objetivo a ser atendido pela mudança. A discussão acerca do papel que mercados de água podem desempenhar no Brasil só é válida se houver reconhecimento de que ainda há problemas a resolver com relação à gestão de recursos hídricos ou que outras abordagens podem representar um avanço frente ao arranjo atual.

Dessa maneira, é importante identificar de forma transparente desde o início o problema que se procura resolver ou a situação que se procura melhorar. Tal prática não somente facilita a compreensão por parte dos usuários, como também o acompanhamento e avaliação do funcionamento dos IEs, seus desempenhos e eventuais limitações e fragilidades.

Para efeitos do presente estudo, por exemplo, o foco foi direcionado para os objetivos de minimizar perdas econômicas em situações de escassez; aumentar a eficiência no uso do recurso (eficiência alocativa); e reduzir o volume total de captações (conservação), ainda que outros fins possam ser concebidos.

Acerca do caráter voluntário e da gestão pelos usuários

Nessas ressalvas iniciais, vale também observar que **quaisquer instrumentos baseados em mercados possuem como premissa básica a participação voluntária dos usuários**. Isto é, só adere a um novo instrumento e atua no mercado (comprando, vendendo, alugando, compensando etc.) aquele indivíduo que assim desejar. Posto de outra forma, um mecanismo de mercado deve **aumentar o leque de opções à disposição do usuário de água**, para que esse gerencie o recurso a que tem direito de uso da forma que julgar mais apropriada, sem restringir ou remover as opções atualmente já ao seu dispor.

¹⁸⁸ É também possível reconhecer aquelas regras informais, com características de mercado, que já estão em uso e descontinuar aquelas instituições formais que dificultam a atuação dos usuários para gerir suas necessidades hídricas com segurança.

¹⁸⁹ É possível entender que o arcabouço jurídico que contempla a aplicação de programas-pilotos, isto é em caráter temporário, também deve abarcar arranjos mais duradouros. Entretanto, a principal diferença aqui reside na interpretação e disposição dos indivíduos em participar de uma iniciativa com objetivo de aprendizado, pela qual ajudarão a construir regras futuras.

Outro aspecto que pode ser contemplado com diversos dos arranjos possíveis, quiçá todos, é a adoção de diferentes níveis de segurança de atendimento das outorgas de uso. Tal distinção ofereceria maior clareza aos usuários sobre os riscos de ter o seu abastecimento limitado em situações de escassez. Naturalmente, essa proposição precisaria ser embasada em instrumento formal a partir do órgão outorgante.

Acerca do desenho de um novo IE

A escolha por um entre os possíveis arranjos depende das preferências dos usuários e dos reguladores. Assim algumas características analisadas a seguir, bem como outros aspectos gerais, podem ser mais ou menos desejáveis de acordo com o contexto e o problema que se pretende resolver.

Um desses casos é a preferência por parte dos usuários por regras que sejam claras e constantes de forma a reduzir eventuais incertezas e riscos associados à imprevisibilidade administrativa.

Contudo, se por ventura o objetivo do instrumento for o de lidar com eventos específicos de escassez intensa, naturalmente o instrumento terá aplicação limitada no tempo.

Mesmo assim, é interessante assegurar que a estrutura das regras seja mantida, por exemplo, mantendo a operação do instrumento constante para todos os eventos críticos, com práticas de divulgação de informações referentes às transações e requisitos para acesso ao instrumento que se mantêm ao longo do tempo. Permite-se, então, alterações em parâmetros como volumes que podem ser transacionados, períodos abertos para transação etc..

Um arranjo flexível não implica fragilidade. Ordenamentos superiores podem prover a estrutura para que demais decisões ocorram em nível infralegal e em momentos oportunos.

Nesse sentido, a participação pública é fundamental na construção e em eventuais reavaliações do arranjo para: i) garantir que a solução encontrada não contradiz as práticas e hábitos atuais dos usuários; ii) promover maior compreensão e capacitação acerca de seu funcionamento; e iii) legitimar o processo e o instrumento perante aqueles indivíduos que por ele serão afetados. Nessa linha, momentos de construção e revisão de Planos de Bacia¹⁹⁰ aparecem como propícios para iniciar as discussões, ainda que em caráter consultivo.

A unidade de gestão dos recursos hídricos no país é a bacia hidrográfica, logo, uma abordagem descentralizada e bottom-up tende a ser preferível. Mais do que isso, problemas de disponibilidade hídrica podem ser observados em escalas ainda menores, como determinados trechos de rios, e a tomada de decisão acerca de aspectos mais operacionais deve se aproximar o máximo possível do contexto local.

Acerca da velocidade de adoção de um novo IE

Não somente a direção da mudança, mas também sua velocidade deve ser levada em consideração. Por um lado, uma mudança muito brusca tende a envolver mais riscos e fazer com que não se chegue ao destino esperado (MCLEOD e FORD, 2016), algo que sugere uma abordagem mais gradual. Por outro, há a noção de que mudanças incrementais são mais adequadas a contextos em que as instituições existentes são sólidas e os direitos (e deveres) dos indivíduos mais seguros, claros e respeitados (DE SOTO, 2000).

¹⁹⁰ Faz-se a ressalva de que, por vezes, a área de atuação de determinado comitê de bacia hidrográfica é mais ampla do que aquela que pode e/ou deve ser abarcada por um mercado de água.

Nesse caso, a distância entre as necessidades e as práticas dos usuários perante o arcabouço vigente pode oferecer algum indicativo acerca de qual abordagem tomar. Há, contudo, que se considerar que a legislação atual brasileira e seus instrumentos são relativamente recentes e encontram variados níveis de amadurecimento ao redor do país.

Similarmente, a experimentação com o uso de mercados de água inicialmente com características mais facilmente entendidas pelos usuários, como transações somente temporárias, e de forma complementar aos instrumentos já existentes pode gerar maiores oportunidades de aprendizado e oferecer uma base para futuras expansões.

Acerca da interação com outras políticas públicas

As políticas de recursos hídricos envolvem também outros atores e segmentos da administração pública que podem (e em alguns casos devem) ser consultados. **Em particular, é fundamental prestar atenção para o tratamento tributário das rendas auferidas com as negociações em um mercado de água;** o usuário que voluntariamente negociar com seus pares deve ter a garantia de que poderá manter tais receitas¹⁹¹.

Esse tratamento tributário e as interações com outras políticas (como agrícola, creditícia etc.) não são, contudo, objeto de estudo do presente estudo. Cabe aqui, tão somente, ressaltar a necessidade de envolvimento de outras partes para além de usuários e gestores de recursos hídricos quando da discussão e proposição de um novo IE, com o intuito de assegurar certo grau de coerência entre as diferentes políticas públicas.

Quadro 11.1 - Interação com outras políticas

Ainda que o propósito de um eventual mercado de água seja exatamente o de reduzir a intervenção do setor público, é claro que alguma participação dos órgãos gestores se faz necessária, inclusive para lidar com a interação da gestão dos recursos hídricos com outras políticas públicas.

Exemplo nessa linha é a relação com políticas relativas ao setor de irrigação, como o Pronaf¹⁹². Um agricultor que tenha tomado empréstimo para implementar um sistema de irrigação e desenvolver a agricultura familiar pode vender seu direito ou cota de água? É importante que o próprio gestor dessa política – ou o agente financeiro no caso de empréstimos – participe do processo de discussão e se manifeste sobre a atuação dos usuários de água cobertos por sua política em um possível mercado de água.

Ou seja, antes de autorizar a condução de negociações entre os usuários em determinado sistema hídrico, é relevante que os atores possivelmente interessados sejam convidados a compreender o funcionamento do mecanismo e sinalizar seu suporte, restrições ou objeções quando da concepção do arranjo, de forma a reduzir possíveis questionamentos futuros.

Fonte: Elaboração própria.

191 Disputas nesse sentido já foram observadas para o caso dos Pagamentos por Serviços Ambientais (vide IMAZON & GVCES, 2012).

192 Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf).

11.1 Aspectos Pertinentes a Todos os Arranjos Possíveis

De modo geral, a maioria dos arranjos possíveis para a adoção de instrumentos de mercado para a gestão de recursos hídricos tende a ser bastante similar, as principais diferenças dizem respeito à necessidade de alterar regras formais (se há alguma), à relação com o instrumento da outorga de direito de uso e ao grau de aderência junto aos diversos grupos de usuários. Há, contudo, alguns aspectos inerentes à própria gestão da água e, portanto, superiores a qualquer arranjo específico.

Aprovação pelo poder outorgante

A água é um bem de propriedade pública e inalienável, cabendo aos órgãos outorgantes a concessão de direito de acesso para indivíduos e empreendimentos. Assim, quaisquer alterações referentes aos volumes e condições em que determinado usuário tem direito de captar água devem ser autorizadas pelo poder outorgante.

Logo, é natural afirmar que qualquer um dos arranjos contemplados no estudo pressupõe que as transferências realizadas devem ser avaliadas e consentidas pelas autoridades locais responsáveis. Há, contudo, diferentes maneiras pelas quais esse processo de aprovação pode ocorrer; em particular, e para evitar altos custos de transação, é razoável que o poder outorgante (ou mesmo outros usuários, caso pertinente) tenha prazos claros para manifestar suas restrições ou oposição à determinada transação. Dessa maneira, a aprovação das negociações é tida como o padrão e eventuais rejeições devem ser fundamentadas e constituir exceções. O processo fica, então, mais célere e menos propenso a discricionariedades.

Por fim, para qualquer arranjo possível, entende-se que negociações vão ocorrer majoritariamente durante períodos de escassez hídrica, inclusive porque em bacias regularizadas não deveria se observar o aumento desenfreado da demanda, sem controle. Esse controle é de responsabilidade do órgão gestor, seja no momento de emitir uma nova outorga, seja na hora de fiscalizar os usos da água.

Águas subterrâneas

Um critério adicional para a comparação entre os arranjos pode ser sua eventual aplicação (conjunta ou isolada) para águas subterrâneas, a depender da área e contexto em que um mercado de água seja proposto. Há que se ressaltar, contudo, as dificuldades associadas à tentativa de inclusão dessas fontes em um IE: i) há questões associadas ao domínio das águas de aquíferos (predominantemente estadual), que pode não ser o mesmo dos corpos d'água superficiais objetos de um eventual mercado; ii) a fiscalização e o monitoramento dos usos de águas subterrâneas oferecem desafios ainda maiores do que os já encontrados para fontes superficiais. Por outro lado, um instrumento baseado em mercados de direitos de uso não pode oferecer incentivos perversos que levem à superexploração dos aquíferos (ao compensar a substituição de uma fonte por outra sem os devidos controles).

Tal complexidade justifica a proposição de que mercados de água comecem somente com águas superficiais e à medida que o conhecimento acerca do instrumento e das águas subterrâneas aumente essas outras fontes podem ser incluídas no arranjo ou ainda ser reguladas por outro instrumento.

Fiscalização e monitoramento

A fiscalização e o monitoramento das captações, usos e fluxos de retorno por cada usuário em determinado curso d'água são inerentes à gestão dos recursos hídricos independentemente da adoção de instrumentos de mercado. Ainda assim, é possível fazer algumas observações com relação à sua interação com os IEs.

É, por exemplo, razoável sugerir que a necessidade de fiscalização efetiva por parte dos órgãos públicos, de forma a assegurar que todos os usuários estão em acordo com as condições estipuladas em suas outorgas (e, quando aplicável, termos de alocação) é ainda maior quando da utilização de IEs (FILHO e PORTO, 2008).

Com efeito, informações fidedignas e transparentes são fundamentais para o bom funcionamento de um mecanismo baseado em mercados. Tal mecanismo pode, inclusive, auxiliar no avanço das condições de monitoramento de forma mais célere caso requeira a instalação de hidrômetros (ou outro instrumento de mensuração) como pré-requisito para acessar o mercado.

Nesse sentido, ao vislumbrar oportunidades de transação que melhorariam o atendimento de sua demanda hídrica, o usuário possui, então, o incentivo para coletar e reportar suas informações de consumo de água de forma acurada. De fato, esse ponto é feito por de Soto (2000)¹⁹³ com a constatação de que a possibilidade de auferir ganhos econômicos a partir do acesso a um mercado opera como um incentivo à formalização.

Por fim, alguns setores usuários apresentam particularidades que devem exigir maior atenção do órgão regulador, como os de geração de energia¹⁹⁴, mineração e navegação. É possível imaginar que quanto mais diversos os usos contemplados, maiores as necessidades de atuação do setor público para garantir que o equilíbrio da bacia não é afetado.

Comunicação

Sem o apoio da população afetada pelo instrumento, a adoção de qualquer arranjo de mercado de água no país encontrará consideráveis barreiras. Não somente os indivíduos diretamente afetados, mas também a compreensão e aceitação da sociedade como um todo representa uma fonte de suporte (ou de objeção, caso ausente) que pode facilitar (dificultar) até mesmo mudanças mais intensas no arcabouço vigente, caso tal abordagem seja considerada como mais desejável tecnicamente.

Nesse sentido, aspectos culturais também devem ser considerados. A pesquisa aqui realizada tende a oferecer suporte à impressão de que a utilização do termo “mercado de água”, ainda que de forma genérica, encontra alta rejeição por alguns indivíduos. A adoção de outros termos provavelmente encontrará menos resistência.

¹⁹³ De forma genérica para direitos de propriedade ou uso.

¹⁹⁴ Por exemplo, uma usina hidrelétrica que altera a quantidade de água que irá “turbinar”, acaba por influenciar a extensão do espelho d'água e, conseqüentemente, a possibilidade de captação de outros usuários. Ou seja, para alguns setores a discussão envolve mais do que somente o volume negociado, mas o momento do uso e os impactos sobre terceiros.

A proposição de aplicação de algum instrumento baseado em mercados deve também envolver esforço de comunicação para facilitar a compreensão dos usuários de água e ganhar apoio público ao claramente explicar os méritos da proposta e os benefícios que dela se esperam. Em particular, é fundamental reforçar que os ganhos de **flexibilidade** advindos da adoção de IEs estão relacionados a uma **maior liberdade de escolha** e variedade de opções para que os usuários de água respondam às variações na disponibilidade hídrica por meio de transações voluntárias.

Cobrança pelo uso da água

A PNRH já conta com a cobrança pelo uso da água como um de seus instrumentos. Assim, é importante destacar que a cobrança e um eventual mercado de água não são excludentes, podendo inclusive ser complementares, não só no arcabouço à disposição dos gestores de recursos hídricos, como também dentro de uma mesma bacia hidrográfica e trecho de rio.

Não somente a cobrança pode servir como fonte de receitas para a operação de um arranjo de mercado (como um banco de água), como os instrumentos podem ter aplicações e objetivos distintos. Por exemplo, um pode ser adotado em caráter constante, para incentivar a adoção gradual de práticas mais eficientes no uso da água, e outro pode ser adotado em caráter temporário para lidar com eventos de escassez intensa e reduzir as perdas econômicas naquele período.

Prioridade de atendimento do abastecimento humano

Em situações de escassez, a Lei 9.433 estipula que o “uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais” (BRASIL, 1997). Assim, é importante mencionar que **nenhum dos arranjos contemplados ao longo da pesquisa poderá contradizer tal fundamento da PNRH**. Em particular, reforça-se que a adesão a qualquer IE baseado em mercados é tida como voluntária e, portanto, companhias de abastecimento não necessitam realizar operações no mercado, caso não desejem.

É plausível, no entanto, que os arranjos reforcem essa prioridade ao oferecer uma maneira para que águas originalmente destinadas a outros usos sejam alocadas para o abastecimento humano, com a devida compensação financeira dos demais usuários, diminuindo eventuais conflitos entre as classes de usuários.

Precariedade da outorga de direito de uso e provisão de “use ou perca”

A outorga de direito de uso é precária e pode ser suspensa parcial ou totalmente em decorrência da ausência de uso por três anos consecutivos (BRASIL, 1997). Tal provisão de “use ou perca”, conforme observado em outras jurisdições, pode representar impeditivo para o funcionamento (pleno) de um IE, caso os usuários sintam-se sob-risco de ter suas outorgas alteradas ou suspensas em decorrência de sua atuação em um mercado de água.

É no mínimo desejável que a redução de consumo hídrico em determinado período de tempo para recebimento de compensação financeira (dentro de um arranjo de mercado), não corra o risco de ser interpretada pelo poder outorgante como um volume inicialmente desnecessário para o usuário e que poderia, então, ser revisto.

O receio de perder parcela de seu direito de uso original é um dos principais limitadores para os mercados de água na Espanha e no oeste Americano (vide Seções 8 e 9).

Relação com ações que aumentam a oferta hídrica (pagamento por serviços ambientais)

Quaisquer arranjos aqui contemplados podem também interagir com outros IEs direcionados a recursos hídricos, como subsídios do tipo “pagamentos por serviços ambientais” (PSA). Nesse caso, a compensação por ampliação da oferta de água por algum usuário, por exemplo, a partir da recuperação de mananciais, pode ser reconhecida dentro do arcabouço de um eventual mercado, de forma similar ao observado no caso do Mecanismo Diferenciado de Pagamento para a cobrança pelo uso da água na bacia do PCJ (CBH-PCJ, 2006).

O Mecanismo Diferenciado de Pagamento prevê o abatimento de valor referente à cobrança pelo uso da água na bacia do PCJ para aqueles projetos que contemplam sistemas de afastamento e de tratamento de esgotos sanitários (CBH-PCJ, 2006).

Sobre o processo de desenho das regras formais

Diferentes arranjos implicarão necessidades distintas de alteração de regras vigentes e adoção de novas regras formais. Na prática, a questão jurídica é grande ponto de incerteza e sempre aberta a interpretações. De um lado, há uma preocupação de atrelar um IE a uma regra ou arcabouço mais sólido, robusto. Por outro, há o interesse e reconhecimento no valor de proposições que surjam em processo bottom-up, a partir dos usuários, como menos sujeitos a contestações.

As regras vigentes, inclusive, não são plenamente obedecidas e há variados níveis de conhecimento e cumprimento entre os órgãos gestores de diferentes estados. Há também certo grau de discricionariedade e espaço para justificativas e racionalizações de diversos comportamentos de acordo com o contexto, bem como diferentes níveis de regulação.

A própria ferramenta da alocação negociada de água não consta na Lei 9.433, mas sim em resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos¹⁹⁵. O trâmite legal acompanha com algum atraso as necessidades dos usuários e do sistema de recursos hídricos e não é mesmo possível vislumbrar todas as nuances e desdobramentos possíveis de uma nova lei quando de sua concepção. Nesse sentido, leis em caráter mais geral que contemplam a criação de um mecanismo, mas deixam sua regulamentação para esferas inferiores, locais e de maneira infralegal, tendem a ser mais adequadas para a gestão de recursos hídricos.

Os Planos de Bacia, por exemplo, podem apresentar um ambiente de construção que favorece a discussão sobre novos instrumentos. É possível, nesse caso, aproveitar um momento em que há mobilização dos principais atores de uma bacia para entreter a ideia de que determinado trecho ou parcela da bacia, uma área mais crítica, contemplará uma experiência com um novo instrumento/arranjo¹⁹⁶.

Por fim, a adoção de um projeto em caráter piloto, dentro do arcabouço já existente, pode servir para dirimir algumas dúvidas e permitir o aprendizado gradual por parte dos usuários, além de angariar suporte para mudanças mais ousadas em momentos posteriores.

¹⁹⁵ Resolução nº 129, de Junho de 2011 que “Estabelece diretrizes gerais para a definição de vazões mínimas remanescentes” (CNRH, 2011).

¹⁹⁶ A depender da extensão da bacia, todavia, o plano de bacia pode não chegar nos detalhes de gestão de sistemas específicos, por exemplo, de um determinado açude.

11.2 Considerações Individuais Acerca dos Arranjos Possíveis

Feitas as considerações de caráter mais geral, pertinentes a quaisquer arranjos que emergiram nas diferentes etapas da pesquisa, é possível então compará-los a partir de alguns critérios comuns. Antes, contudo, cabe apresentar brevemente as principais características e já indicar algumas das vantagens e desvantagens de cada arranjo possível.

A discussão é feita em termos gerais, pensando na lógica de cada desenho e não em sua aplicação em determinado contexto específico. Reforça-se aqui o caráter informativo da atual seção: o objetivo é facilitar a instrução/escolha por parte daqueles atores envolvidos com a gestão de recursos hídricos no país e não o de apontar rota única a ser percorrida.

As alternativas contempladas são também resultado da pesquisa, a partir da qual ideias foram testadas e refinadas junto aos participantes e entrevistados. Ainda outros arranjos podem existir e há possibilidades diversas de combinações e detalhamentos dentro de cada arranjo, a depender dos cenários em que porventura suas aplicações sejam contempladas.

11.2.1 Transferências a Partir de Termo de Alocação Negociada em Momentos de Crise

Um dos instrumentos utilizados para lidar com situações críticas de escassez pelos órgãos gestores é o processo de alocação negociada, em que usuários e poder outorgante entram em acordo sobre quais usos/usuários devem reduzir (e em qual volume/percentual) suas captações. Trata-se de uma “negociação social”, por meio da qual os usuários e poder outorgante, em comum acordo, definem como lidar com uma situação de escassez (quando não há oferta suficiente para atender a 100% das quantias outorgadas).

Nesse sentido, a alocação negociada poderia contar com uma etapa adicional em que os usuários, entre si, possam realocar as reduções de consumo inclusive mediante pagamento. Criar-se-ia, por exemplo, uma “janela” para que os usuários comunicassem ao poder outorgante eventuais transferências que acertaram voluntariamente. O outorgante, por sua vez, apenas ajustaria o termo de alocação negociada e acompanharia as captações de acordo com os novos volumes acordados.

Distância do arcabouço vigente e aceitação pública: A principal vantagem desse arranjo diz respeito à ausência de necessidade de geração de novos atos de outorga, dado que todos os usuários estariam obedecendo às condições originais do título e, de fato, apenas consumindo um volume menor ao que lhes foi outorgado¹⁹⁷.

O arranjo representaria passo adicional às práticas correntes, devendo ser mais facilmente compreendido e aceito pelos usuários, inclusive por sua aplicação somente em momentos de crise. O desenho das regras pode ser muito próximo das realidades locais, já que concebido em processo e ato específicos a determinado contexto (processo bottom-up).

197 Resta claro que usuário algum poderia negociar e captar volumes superiores aos previstos em sua outorga.

Eventuais negociações poderiam ocorrer fora do sistema de recursos hídricos e tão somente informadas ao órgão outorgante, mediante apresentação de documento formal reconhecido por ambos os usuários envolvidos na realocação. Trata-se, também, de arranjo propenso a ajustes graduais, com refinamentos podendo ser feitos para outros eventos de escassez.

Amplitude geográfica e duração no tempo: A curta duração no tempo e a pequena amplitude (escala) geográfica, bem como a restrição àqueles usuários que já possuem outorgas, representam limitações do arranjo e reduziram a possibilidade de ganhos de eficiência em um primeiro momento. Isto é, a depender do contexto em que seja aplicado, o arranjo pode contar com poucos usuários e transações.

Tipos de uso e usos não consuntivos: Em princípio, um termo de alocação abarca todos os usos significativos em determinado trecho ou bacia sofrendo com um evento de escassez. Igualmente, eventuais transações de volumes alocados podem envolver todos os usuários sujeitos ao termo de alocação. É também possível que usos não-consuntivos atuem (somente como “compradores”) compensando reduções nos usos consuntivos que voluntariamente se comprometerem com volumes ainda menores de captação.

Custos de operação e transação: De modo geral, o arranjo não implicaria custos adicionais, dado sua relação próxima com ferramentas já existentes. Eventualmente, o processo de encontro (matching) entre potenciais “compradores” e “vendedores” pode ser custoso, caso não conte com alguma plataforma ou “quadro de avisos” de fácil acesso para que usuários encontrem informações sobre ofertas realizadas, preços e volumes praticados (para balizar suas decisões). Isto é, o arranjo pode resultar em mercado personalizado e com poucas transações.

Objetivo: O arranjo representaria possibilidade efetiva para redução de perdas econômicas em momentos de escassez.

Experiência internacional similar: mercado de alocações anuais na bacia de Murray-Darling, na Austrália.

Quadro 11.2 - Observações para o caso de outorgas coletivas

Ainda que não possua, do ponto de vista administrativo, diferença para outorgas individuais, um ato que conceda o direito de uso para vários usuários ao mesmo tempo já pode conter provisão informando regras para alocação em momentos de escassez e a possibilidade de realocação voluntária entre usuários (mesmo que proferido em momento não crítico). Tal prática deixaria o processo mais claro e previsível para os usuários. Realmente, a outorga coletiva pode ser o produto de um processo de alocação negociada.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 11.1 - Esquematisação e características do arranjo (I)



Fonte: elaboração própria.

11.2.2 Transações a Partir de um Ponto de Captação Compartilhado por mais de um Usuário

Em algumas ocasiões, um único ponto de captação (objeto de uma outorga de direito de uso) atende a mais de um usuário, seja a partir de um projeto de infraestrutura hídrica que “desvia” determinado volume de água para uma região (por exemplo, um perímetro de irrigação) ou para um grupo de usuários (constituídos, por exemplo, em uma associação).

Nessas situações, as obrigações dos usuários referem-se ao ponto de captação outorgado e quaisquer repartições internas são de responsabilidade dos próprios, conforme práticas e regras (formais ou informais) por eles definidas. A realização de transações surge como um mecanismo de alocação dentro do grupo, desde que quaisquer negociações não façam com que as condições de sua outorga sejam desrespeitadas.

Caso seja verificado desequilíbrio em determinado trecho de rio em que uma associação opera somente com uma tomada de água, é possível identificar se ela foi responsável pela irregularidade e eventual punição é aplicada à associação como um todo, que reparte as sanções e/ou multas entre seus membros (de acordo com suas próprias regras).

No caso de uma outorga para projetos de infraestrutura hídrica que “alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água”, por exemplo, é possível imaginar que a alocação dos volumes outorgados para o projeto seja realizada a partir da criação de cotas que poderiam, então, ser transacionadas entre aqueles usuários atendidos pelo projeto, mediante aprovação da entidade que recebeu a outorga.

Distância do arcabouço vigente e aceitação pública: O processo de alocação de água entre os usuários atendidos por um mesmo ponto de captação já obedece às regras desenhadas por estes e poderia, também, envolver compensações financeiras. Realmente, tal arranjo seria concebido de acordo com as preferências dos associados (bottom-up), conquanto que a fiscalização e monitoramento (do volume) das captações e fluxos de retorno permaneçam com o poder outorgante.

Na prática, o arranjo não afetaria outros usuários, facilitando sua aceitação perante a sociedade e contaria com pequeno papel do setor público, qual seja, o de motivar os usuários a adotar esse tipo de instrumento como uma maneira de facilitar a gestão entre eles. Há, contudo, que se ressaltar que, legalmente, indivíduos não são (e nem podem ser) obrigados a se associar¹⁹⁸.

Amplitude geográfica e duração no tempo: Um mercado de acordo com esse arranjo ficaria restrito somente àqueles indivíduos atendidos pelo ponto de captação/projeto de infraestrutura, limitando o tamanho e número de participantes do mercado e, conseqüentemente, as possibilidades de transação. Ainda assim, tal arranjo poderia oferecer mais capacidades de resposta e de gestão para estes usuários e ser adotado de forma constante, com transações tanto de curto, quanto de longo prazo entre os usuários.

A presença de usuários organizados a partir de um único ponto de captação também tende a ser ocorrência pouco comum para a maioria das bacias hidrográficas do país, em que os usos são dispersos ao longo dos rios e cursos d'água. Mais, usuários associados tendem a ter práticas e consumos hídricos semelhantes, algo que deve contribuir para menor liquidez do mercado.

Tipos de uso e usos não consuntivos: Em geral, há pouca heterogeneidade entre os integrantes de um grupo de usuários atendidos pelo mesmo ponto de captação (membros de uma mesma associação, por exemplo). Conseqüentemente, há uma menor probabilidade de transação entre eles. Tais considerações tendem a limitar a aplicabilidade desse arranjo no país, bem como os ganhos de eficiência por ele provocados.

Já a participação de usos não consuntivos provavelmente seria limitada, uma vez esses geralmente ocorrem no próprio curso d'água e não a partir de um ponto de captação. Não é, portanto, comum esperar a participação desses usuários, por exemplo, em uma associação constituída em único CNPJ.

Custos de operação e transação: Do ponto de vista do poder outorgante, não há novos custos associados a esse tipo de arranjo, dado que suas obrigações com relação ao monitoramento do ponto de captação permanecem inalteradas. Para os usuários, a criação de regras e processos para aprovação das transações entre todos pode resultar em custos iniciais (de aprendizado), mas é possível contar com a existência de fóruns para a deliberação conjunta, de forma que os custos em geral sejam pequenos também para os usuários.

Objetivos: Minimizar perdas econômicas associadas a eventos de escassez e aumentar a eficiência no uso da água (eficiência alocativa).

Experiência internacional similar: Projeto Colorado-Big Thompson (C-BT), nos EUA.

198 Embora haja previsão em outras regulações, como a Lei de Irrigação (Lei nº 12.787, de 11 de Janeiro de 2013) de incentivos a projetos de irrigação nos quais todos os produtores estejam associados.

Quadro 11.3 - Observações para o caso de uma associação com mais de um ponto de captação

Caso uma associação de usuários possua mais do que um ponto de captação, com outros usuários (não associados) localizados entre eles, o arranjo encontraria obstáculos, em particular no que diz respeito à fiscalização e monitoramento dos usos.

A tarefa do órgão administrador seria complicada, por exemplo, no que diz respeito à responsabilização de alguma parte, caso fosse verificado consumo excessivo em algum pedaço do trecho do rio/curso d'água em questão. Isto é, o impacto causado em uma terceira parte é decorrente da transferência entre usuários na associação (em diferentes pontos de captação) ou de algum outro fator? A obtenção de resposta para essa pergunta, caso possível, tenderia a se revelar custosa.

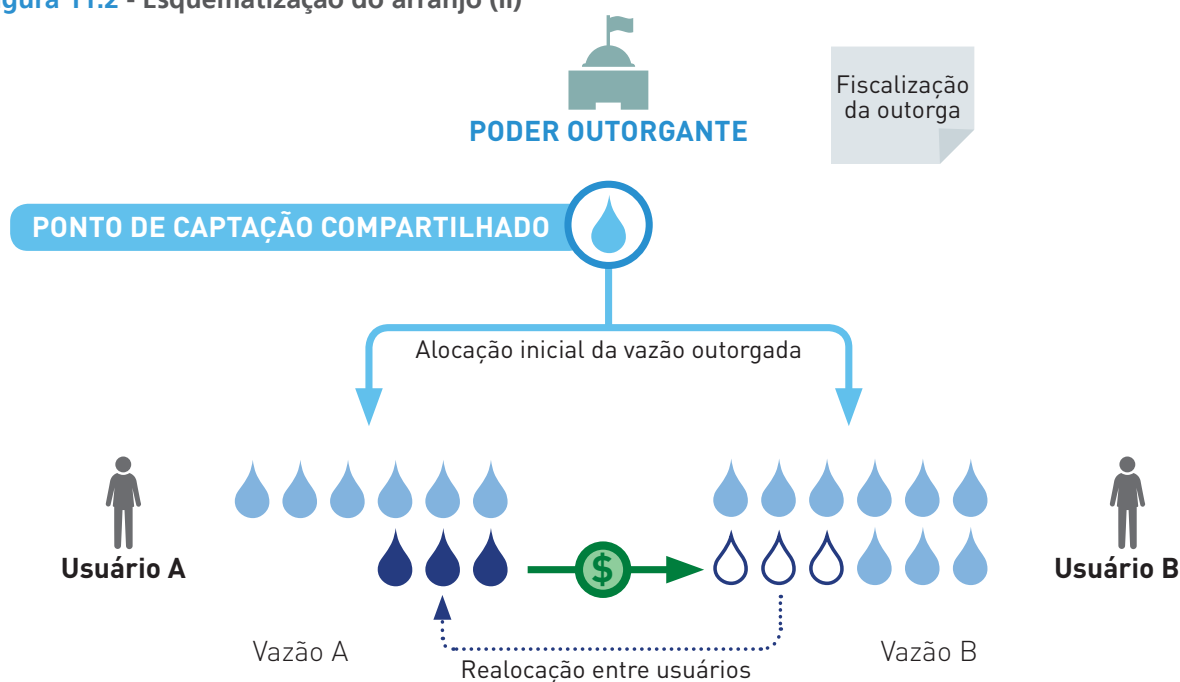
Uma maneira de tentar contornar tal situação seria permitir transações somente em direção que não prejudique usuários não associados posicionados entre os dois pontos de captação. Ou seja, seria possível conceber de arranjo em que os associados só podem adquirir direitos/cotas daqueles localizados no mesmo ponto de extração ou à montante¹⁹⁹.

Adicionalmente, seria possível que qualquer transação entre os pontos de captação só fosse permitida com a anuência e acordo de todos os usuários (não associados) localizados entre ambos os pontos de captação. Entretanto, os problemas de responsabilização por eventuais faltas continuariam existindo.

Mais do que isso, essas alternativas tendem a elevar os custos de transação (custos de identificar aqueles usuários com quem podem transacionar e terceiras partes possivelmente afetadas) e, por conseguinte, reduzir o número de negociações potenciais.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 11.2 - Esquematisação do arranjo (II)



Fonte: elaboração própria.

¹⁹⁹ Posto de outra forma, usuários à montante não poderiam aumentar seu consumo ao adquirir direitos de usuários localizados no ponto de captação à jusante e, portanto, depois de terceiros que podem ser afetados negativamente pela alteração na vazão do curso de água em seu local de captação.

11.2.3 Bancos de Água Públicos (para a Compensação por Redução de Consumo)

Outro arranjo possível, com maior participação do setor público como ator no mercado, é a criação de bancos de água com a finalidade de compensar aqueles usuários que voluntariamente aceitarem reduzir seu consumo, em particular em momentos de escassez. Assim, caso o atendimento às demandas hídricas em determinada bacia/trecho estejam sob-risco, órgão do poder público (ou ainda possivelmente a agência de bacia) poderia fazer oferta de “recompra” de parte dos volumes outorgados para os usuários (em caráter de curto ou longo prazo).

Trata-se aqui de banco administrado por órgão estatal em representação da população em geral.

Considera-se aqui o caso em que o banco aloca esses direitos adquiridos para fins ambientais ou então os apresenta imediatamente, caso a compensação seja em caráter de longo prazo. Uma atuação dessa forma envolve duas transações: a primeira é arrecadar recursos para financiar a compensação; a segunda é pagar para os indivíduos/empreendimentos reduzirem seus consumos (o **Quadro 11.4** discute o caso para um banco gestor de créditos).

Distância do arcabouço vigente e aceitação pública: Não há, atualmente, órgão público que reúna características de um banco de água, fato que afasta o arranjo do arcabouço vigente. Todavia, uma vez tais competências sejam atribuídas a algum órgão, o arranjo poderia contar com estrutura e regras relativamente simples, ao atribuir um “preço” único por unidade de água conservada.

Similarmente, o mecanismo tenderia a contar com maior aceitação por parte de usuários e sociedade, uma vez que menos propenso ao surgimento de questionamentos com relação ao abuso de poder econômico por parte de grupos privados (mesmo que infundados) e por representar possibilidade adicional de receita para os usuários²⁰⁰.

É também factível aproximar o arranjo do instrumento da cobrança pelo uso da água, como uma fonte de recursos para sua operação, e diminuir a distância do arcabouço vigente. Tal abordagem, no entanto requeria a deliberação dos comitês de bacia, o que tornaria o processo mais complexo²⁰¹, por um lado, mas também mais claro perante todos os usuários.

O uso das receitas da cobrança pelo uso limitaria a adoção de “bancos de água” públicos somente às bacias que já implementaram o mecanismo da cobrança e, portanto, já oferecem algum sinal de preço para refletir a escassez do recurso, ainda que de forma modesta.

Amplitude geográfica e duração no tempo: O arranjo poderia ser aplicado em diversas escalas geográficas, a depender da área de atuação do órgão que exerceria a função de banco de água e, preferencialmente, deveria abarcar todo um sistema hídrico conectado, para o qual o risco de escassez da água (e seu custo de oportunidade) seja semelhante.

No que diz respeito ao prazo das transações, o banco pode tanto atuar em momentos de escassez intensa e lidar com eventos no curto prazo, como auxiliar na redução do consumo de água na bacia no médio e longo prazo, por exemplo para aumentar a disponibilidade hídrica para fins ambientais.

²⁰⁰ A depender, contudo, da origem dos recursos. Se o arranjo estiver associado à cobrança de um novo tributo, por exemplo, deve enfrentar forte resistência.

²⁰¹ Ao passo que a cobrança se observa na bacia como um todo, eventos de escassez podem estar restritos a alguns sistemas/trechos dessa bacia.

Tipos de uso e usos não consuntivos: Em princípio, todos os usuários com algum tipo de monitoramento de seu consumo hídrico (outorgados ou não) poderiam ser contemplados pelo arranjo. A economia de um m³ de água, em caráter voluntário, não deveria ter tratamento diferente para classes de uso distintas.

Já a participação direta de usos não consuntivos (que não possuam outorgas) parece pouco factível nesse arranjo que visa reduzir o volume captado em determinada bacia/trecho, ainda que esses usuários sejam indiretamente beneficiados pelas ações do banco público.

Custos de operação e transação: Para o estabelecimento de um arranjo como o aqui contemplado, seria preciso, antes de tudo, identificar as fontes de receita que alimentariam o banco de água público e permitiriam que ele atuasse no mercado. Isto é, há custos financeiros, potencialmente elevados, relacionados a esse tipo de arranjo. Adicionalmente, algum ator público (poder outorgante ou banco estatal) teria que adquirir uma nova competência associada à gestão de águas, fato que implica em custos regulatórios (inicialmente) e operacionais (continuamente).

É, também, interessante que o banco de água recomende ou requeira contrapartidas junto aos usuários que aceitem reduzir seu consumo para que o instrumento estimule o uso mais eficiente da água no médio e longo prazo. Nesse caso, o banco compensaria esforços (duradouros) de conservação e não somente a paralização (temporária) das atividades produtivas.

Objetivo: O principal objetivo de um banco de água público é reduzir o volume total de captações (conservação dos recursos hídricos) em locais em que determinado curso de água foi superalocado ou em que a disponibilidade hídrica será inferior às demandas durante algum período de tempo.

Experiência internacional similar: Racional similar ao do Programa MWD/PVID, na Califórnia (EUA), operação próxima de outros bancos de água no Oeste americano ou ainda dos bancos de água na Espanha.

Figura 11.3 - Esquematisação do arranjo (III)



Fonte: elaboração própria.

Quadro 11.4 - Observações para o caso de um banco gestor de créditos de uso

Um banco de água público poderia atuar sem oferecer compensações financeiras, mas sim gerindo um portfólio de créditos de direito de água, permitindo que usuários que em determinado momento não fossem utilizar algum volume de água (a que têm direito) “depositassem” (virtualmente) esse volume em uma conta no banco e resgatassem em momento posterior, de acordo com alguma regra pré-estabelecida.

Mais do que isso, o banco de água pode contar com infraestrutura hídrica que armazene fisicamente a água (em reservatórios ou aquíferos), para que seja utilizada em outro momento (caso similar ao Banco de Água do Arizona). Nesse caso, há de se considerar os custos de operação da estrutura e é possível inclusive que os usuários tenham que pagar pelo acesso (uso de espaço) nesses reservatórios.

Entretanto, para que tal arranjo funcione, não somente a fiscalização dos usos de água deve ser muito acurada, mas também seria necessário que usuários pudessem, ainda que momentaneamente, consumir volumes superiores àqueles outorgados.

Isto é, quando fossem resgatar seus créditos, os usuários teriam que receber, por exemplo, uma autorização temporária de captação adicional, algo não permitido no arcabouço vigente em que o critério para concessão de novas outorgas é a ordem de protocolização (a menos que os resgates sejam limitados a períodos em que o usuário também não receberia a totalidade do volume a que tem direito conforme sua outorga).

Há que se ressaltar, contudo, que essa possibilidade de geração de créditos não requer a realização de transações financeiras, fato que pode ser uma vantagem e facilitar o desenho do arranjo, além de reduzir seus custos de operação e permitir que os usuários gerenciem suas demandas hídricas ao longo do tempo. Por fim, é possível que os créditos recebidos pelos usuários sejam transacionados entre eles (desde que com anuência do banco de água), aumentando ainda mais as opções disponíveis aos indivíduos.

Fonte: Elaboração própria.

Quadro 11.5 - Observações para o caso de bancos de água privados

Assim como bancos públicos, bancos privados poderiam atuar de acordo com a modalidade de gestor de um portfólio de créditos de água, no entanto, necessariamente mediante a cobrança de taxas para a realização das operações e para sua manutenção (algo que também pode ser praticado por um banco público).

Contudo, permaneceriam as mesmas dificuldades regulatórias referentes ao uso de água acima de volumes outorgados por parte de usuários que fossem resgatar seus créditos. Mais, a atuação de empresa privada (e com fins lucrativos) na gestão de água tenderia a enfrentar maior nível de rejeição perante usuários e sociedade, mesmo que envolvendo transações sempre voluntárias.

Fonte: Elaboração própria.

11.2.4 Criação de Títulos/Certificados de Alocação Anual Transacionáveis

Um possível arranjo, mais distante do arcabouço vigente, é a criação de títulos de alocação anual transacionáveis, balizados pelas outorgas de direitos de uso. Essa abordagem permitiria mais prontamente ajustar a quantidade de água utilizada em determinada bacia (sub-bacia ou outra escala) de acordo com a disponibilidade hídrica nos reservatórios e prevista para o ano.

A partir de uma declaração do poder outorgante, os usuários teriam a noção clara de qual o percentual de suas outorgas poderiam efetivamente captar durante o próximo ano hídrico e, assim, gerenciar suas demandas hídricas a partir desse novo título. Não há, logo, necessidade de alterar as outorgas originais ou emitir novos atos.

O arranjo guarda semelhanças com o primeiro modelo considerado na presente seção (transferências a partir de termos de alocação negociada em momentos de crise), diferindo particularmente na sua aplicação em todos os anos e na possibilidade de consumo acima dos valores autorizados nominalmente por parte de um usuário (mas respeitando o volume total outorgado na bacia), uma vez que apenas **balizado**, mas não limitado, pelas outorgas individuais.

A criação de títulos anuais transacionáveis também pode representar um primeiro passo para a maior compreensão por parte dos usuários e da sociedade sobre o funcionamento de um mercado de água e, com o tempo, permitir também a transação (parcial ou total) dos direitos/outorgas de uso, conforme discutido no arranjo seguinte.

Distância do arcabouço vigente e aceitação pública: Adota-se aqui genericamente o termo título ou certificado, podendo tratar-se de cota, crédito, ativo ambiental ou qualquer outra nomenclatura (jurídica) mais adequada. De qualquer maneira, esse título ainda não existe e sua concepção deveria ser reconhecida por usuários, poderes outorgantes e demais atores envolvidos na gestão de recursos hídricos (CNRH, por exemplo)²⁰².

Nesse sentido, há considerável incerteza acerca do nível mais adequado para a criação de título com grau suficiente de segurança jurídica a permitir a condução de transações. Uma vez ultrapassada essa etapa inicial, no entanto, o arranjo evita a necessidade de emissão de novos atos de outorga a cada transação e reduz a burocracia associada à gestão de curto prazo dos recursos hídricos.

Amplitude geográfica e duração no tempo: A criação de título fungível permite a adoção do arranjo em escalas geográficas mais amplas, caso os corpos d'água sejam hidrologicamente conectados. Logo, tal arranjo tenderia a aumentar as possibilidades de transação e de ganhos de eficiência, sendo mais do que uma ferramenta voltada para situações críticas.

No que diz respeito à duração das transações, o arranjo possibilita que quaisquer negociações sejam realizadas não somente em momentos de escassez, ao evitar a necessidade de emissão de novos atos de outorga, mas as restringe somente ao período de um ano (hídrico).

Tipos de uso e usos não consuntivos: A priori, por estar balizado nas outorgas, o arranjo poderia contemplar todos os usos outorgados, no entanto, é possível que as transações sejam restritas somente para algumas classes de uso, por exemplo, para não alterar radicalmente os fluxos de retorno²⁰³. Já no que tange usos não consuntivos, o arranjo ofereceria oportunidade para que usos não outorgados assegurassem vazões mínimas (que permitam sua operação) a partir da aquisição de alocações anuais.

Custos de operação e transação: Um mercado a partir de títulos de alocação anual deve envolver principalmente custos regulatórios, mas também pressupõe maior necessidade de divulgação de informações para os usuários e da criação de plataformas para a realização das transações, a depender do número de usuários que compreende, com o monitoramento e anuência do poder outorgante.

202 Além de órgãos normativos e supervisores do Sistema Financeiro Nacional.

203 O uso de água para abastecimento humano (usos urbanos) está associado a menores fluxos de retorno do que, por exemplo, para fins de irrigação. A venda em grande volume de alocações anuais para companhias de abastecimento poderia, então, alterar as vazões disponíveis para usuários à jusante e comprometer seu acesso aos recursos hídricos.

Objetivo: Um arranjo a partir de um novo título de alocação anual descentraliza a gestão dos recursos hídricos em todos os momentos e assim, permite aumentar a eficiência alocativa (no curto prazo) e melhor responder a situações de escassez. Adicionalmente, caso seja de interesse do poder outorgante, é possível reduzir o volume de captações em determinado período, sem a necessidade de rever todos os atos de outorga concedidos na bacia/área de adoção do IE.

Experiência internacional similar: Arranjo semelhante ao mercado de alocações anuais encontrado na Bacia de Murray-Darling (MDB) na Austrália.

Quadro 11.6 - Possibilidade de participação do setor público como ator no mercado

Para um arranjo como o aqui proposto, o setor público poderia participar como um ator no mercado, comprando e vendendo alocações, de forma a atingir algum objetivo social. É possível, por exemplo, que alguma autoridade local participe do mercado de forma a garantir o atendimento de fluxos ambientais.

Tal atuação, todavia, deveria ser sempre transparente de forma a evitar a realização de transações com tratamento diferenciado a determinados usuários por motivos não relacionados com a eficiência no uso e conservação dos recursos hídricos.

Fonte: Elaboração própria.

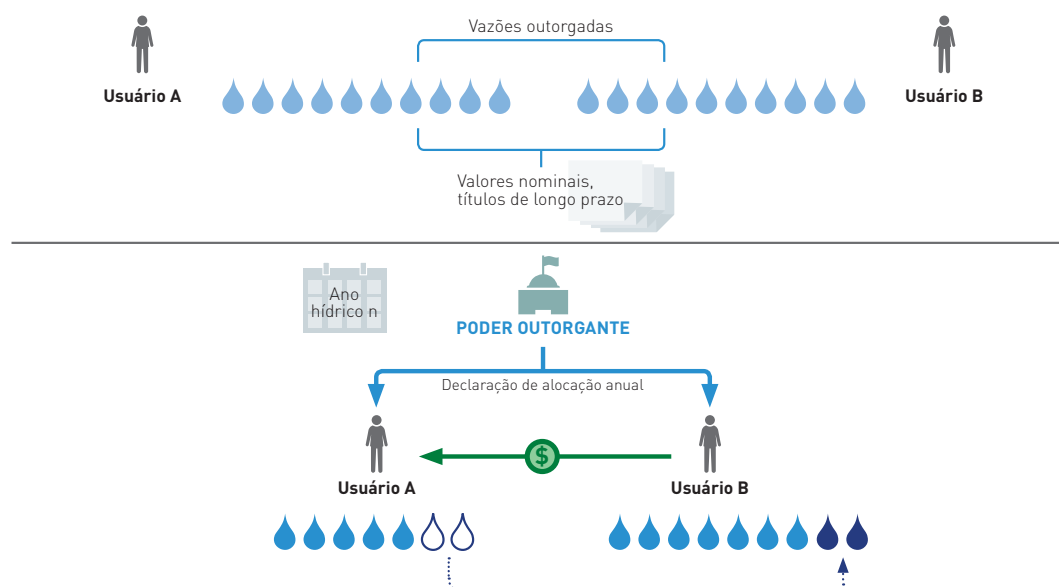
Quadro 11.7 - Possibilidade de atuação de bancos de água privados no mercado

Bancos privados de água também poderiam atuar em um mercado de títulos de alocação anual, gerindo portfólios próprios (comprando e vendendo alocações), e provendo liquidez para o mercado, bem como oferecendo produtos mais complexos e completos (tais como derivativos) para atender as necessidades dos usuários.

Entretanto, tal atuação por atores privados e com fins lucrativos poderia ser percebida por alguns indivíduos como "especulação" com a escassez de um recurso natural e, muito provavelmente, encontraria maior objeção e resistência por parte de alguns usuários e da sociedade, ainda que sempre envolvendo transações voluntárias e mutuamente benéficas para as partes envolvidas.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 11.4 - Esquematização do arranjo (IV)



Fonte: elaboração própria.

11.2.5 Flexibilização das Regras Atuais para Transferência de Outorgas

O último arranjo aqui apresentado diz respeito à flexibilização das regras atuais para a transferência de outorgas, visando permitir negociações entre usuários com a alteração em algumas das condições de uso (local e tempo de extração) e com a realização de pagamentos para viabilizar os acordos.

Por meio da transferência de outorga, um usuário poderia transacionar (parte ou a totalidade) dos direitos de uso de recursos hídricos a ele concedidos com outro usuário, por tempo limitado ou por toda a duração da outorga. Em razão disso, haveria uma compensação financeira pelo volume de água conservado por um e utilizado por outro. Indiscutivelmente, a transação só poderia ocorrer mediante aprovação por parte da autoridade outorgante.

Distância do arcabouço vigente e aceitação pública: De certa forma, a transferência de outorga já é permitida, conforme consta na Resolução CNRH no. 16/2001 e em normas administrativas de autoridades outorgantes²⁰⁴. O art. 2 de tal Resolução, por exemplo, determina que a transferência de outorga pode ocorrer, mas que essa “deverá conservar as mesmas características e condições da outorga original²⁰⁵ e poderá ser feita total ou parcialmente quando aprovada pela autoridade outorgante e será objeto de novo ato administrativo indicando o(s) titular(es)” (CNRH, 2001).

A outorga é um ato precário e pode ser revisto a qualquer momento. É possível, entretanto, pensar em aperfeiçoar o instrumento, por exemplo, prevendo que, as outorgas teriam um volume fixo a ser atendido e um volume transacionável, no contexto de determinadas bacias.

A outorga é um direito estático e quaisquer alterações implicam o reinício do processo, a emissão de novo ato. Seria, então, necessário flexibilizar tal resolução (ou sua interpretação) para que a transferência de outorga possa ocorrer de maneira similar à observada em um mercado de água. De fato, requerer-se-ia que a outorga (ou determinada parcela dela²⁰⁶) fosse transferida sem que todas suas características e condições originais fossem mantidas (local, momento e finalidade da captação).

Regras para concessão de novos atos de outorga também deveriam ser alteradas de forma que transferências motivadas pelo mercado de água (e que visam aumentar a eficiência no uso do recurso) tivessem tratamento diferente do conferido aos novos pedidos de outorga. Isto é, o ajuste nas outorgas dos usuários envolvidos em uma transação não obedeceria à ordem de protocolização para ser realizado.

Alterações em regras formais envolvendo direitos já concedidos e requerendo mudanças de práticas por parte de órgãos gestores estaduais podem, contudo, enfrentar alguma oposição daqueles já habituados com o arcabouço vigente.

Amplitude geográfica e duração no tempo: O arranjo poderia ser aplicado para toda a área de atuação do poder outorgante, desde que envolvendo usuários em um mesmo sistema hídrico. Similarmente, a duração das transferências poderia se estender desde o curto prazo (operação de aluguel) até o limite de tempo das outorgas cujas parcelas sejam transacionadas (longo prazo).

²⁰⁴ Vide, por exemplo, Resolução ANA no 833, de 05 de dezembro de 2011.

²⁰⁵ Com relação a tais “características e condições” que devem ser conservadas, o art. 20 da Resolução determina o conjunto de informações mínimo que deve constar no ato administrativo da outorga. Entre outras coisas, a outorga deve mencionar a “localização geográfica e hidrográfica, quantidade, e finalidade a que se destinem as águas”.

²⁰⁶ Ou seja, é possível conceber arranjo em que somente um percentual da outorga possa ser transferido sem manter algumas de suas condições originais.

Tipos de uso e usos não consuntivos: De modo geral, qualquer usuário que possua outorga de direito de uso da água poderia ser contemplado pelo arranjo e realizar transações com outros usuários. Entretanto, é possível (e mais provável) imaginar que transações sejam restritas somente para usuários de um mesmo tipo, por exemplo irrigadores.

Naturalmente, apenas usos não consuntivos que sejam outorgados poderiam participar do mercado, já que o aumento ou redução nos volumes a serem captados devem ser registrados em novo ato de outorga.

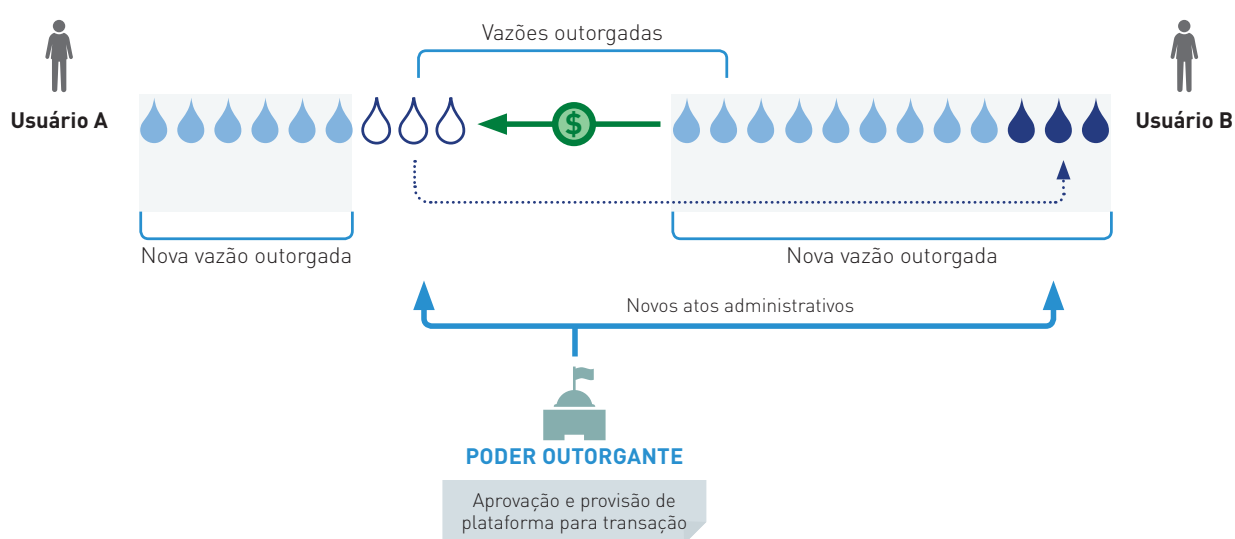
Custos de operação e transação: As alterações no arcabouço vigente discutidas acima deveriam ser balizadas por decisões em nível constitucional ou de escolha coletiva (resolução do CNRH em âmbito nacional, por exemplo) ou, possivelmente, em nível estadual para os rios de domínio daquele estado e práticas de seu poder outorgante.

De fato, há certo grau de disparidade nas práticas associadas à transferência de outorgas entre os órgãos de diferentes estados, mesmo no atual arcabouço institucional. Há, portanto, custos políticos e jurídicos que não se pode desprezar para o caso desse arranjo. Adicionalmente, a necessidade de ajustes nos atos de outorgas em decorrência de qualquer negociação faz com que o arranjo envolva certa dose de burocracia.

Objetivo: Aumentar a eficiência alocativa ao permitir o uso da água para aqueles usos de maior valor econômico.

Experiência internacional similar: Arranjo semelhante ao mercado de direitos de acesso (entitlements) encontrado na Bacia de Murray-Darling (MDB) na Austrália.

Figura 11.5 - Esquematização do arranjo (V)



Fonte: elaboração própria.

Quadro 11.8 - Tratamento diferenciado no acesso à água

Surge, todavia, outro entrave: na criação de tal arranjo: com regras flexíveis, talvez fosse necessária alguma sinalização de que um usuário, ao oferecer compensação para aumentar seu consumo de água em determinado ano, não mais entraria “no final da fila”, isto é, não teria de passar pelo trâmite de concessão e aprovação de outorgas desde o início.

Essa sinalização tende a ir de encontro ao princípio constitucional de que todos os cidadãos possuem direitos iguais no que diz respeito ao acesso à água. Todas as regras e resoluções do CNRH que tratam da regulamentação da outorga estipulam que tratamento diferenciado só pode ser concedido devido ao “interesse público” ou “situação de emergência”. Excetuando-se essas motivações excepcionais, a ordem de protocolização é que dita quem receberá o direito de acesso à próxima unidade de água.

Por outro lado, a legislação vigente também reconhece que a água é dotada de valor econômico, cuja utilização deve ser racional. De qualquer maneira, o processo de construção das regras de um IE a partir da flexibilização dos processos de concessão e transferência de outorgas tende a ser mais complexo e turbulento.

Fonte: Elaboração própria.

11.3 Comparação Entre os Arranjos Possíveis

Não existem panaceias no que diz respeito à adoção de mercados de água (ou quaisquer outros instrumentos) para a gestão de recursos hídricos no Brasil. Então, em vez de apresentar diagnóstico assertivo sobre um único caminho a ser perseguido, a presente seção elenca as principais vantagens e desvantagens observadas para aqueles modelos de mercados de água apresentados acima.

Tal tarefa é consolidada na **Tabela 11.1**, em que os arranjos possíveis são comparados qualitativamente de acordo com alguns critérios em comum. Antes, contudo, cabe introduzir o que está sendo comparado em cada uma das linhas da tabela e lembrar que toda comparação é contextual. Logo, o exercício aqui conduzido é feito de forma genérica²⁰⁷ e a partir das percepções coletadas ao longo da pesquisa. Provisões específicas podem variar de acordo com o contexto mesmo para um único tipo de arranjo/instrumento.

Abrangência geográfica de aplicação (Abrangência): Esse critério observa se o arranjo pode ser aplicado somente em (pequenas) áreas, por exemplo, trecho de um rio, ou grandes extensões até, eventualmente, entre diferentes bacias. Legenda: (1) Restrita; (2) Média; (3) Ampla.

Distância do arcabouço vigente: O critério observa se a aplicação do arranjo requereria numerosas ou intensas alterações frente às regras formais já adotadas para a gestão de recursos no país. Por exemplo, arranjo que requeira alteração na Lei 9.433 ou resoluções em níveis superiores (nacional), pode ser encarado como distante do arcabouço vigente, dados os custos políticos de promover tais mudanças. Legenda: (1) Próxima; (2) Algo Distante; (3) Distante.

Abordagem bottom-up ou top-down: O critério indica se a construção e desenho do mecanismo ocorreriam majoritariamente “de baixo para cima”, isto é a partir de usuários e representações locais, ou “de cima para baixo”, com a proposição de leis federais, cuja aplicação afeta a gestão de recursos hídricos no país como um todo. Legenda: (1) Bottom-up; (2) Mista; (3) Top-down.

207 Não aplicada a uma bacia, rio, açude, corpo d'água específico.

Custos para operação (necessidade de novas fontes de receitas): A provisão de ferramentas, plataformas e condução de novos processos administrativos tendem a provocar a necessidade de novas fontes de receita para a operação de um arranjo de mercado. Caso o setor público atue também como comprador (ou pagando compensações) tais necessidades são ainda maiores. Legenda: (1) Baixos; (2) Médios; (3) Altos.

Possibilidade de adoção como projeto-piloto: O presente critério é construído a partir dos três critérios anteriores, ao compreender que possível aplicação de projeto-piloto torna-se mais fácil quanto menor a necessidade de alteração de regras formais, maior a proximidade das realidades locais e menores os custos de operação. Legenda: (1) Fácil; (2) Média; (3) Difícil.

Condições hídricas da bacia (rio ou trecho): A adoção de um IE visa sinalizar a escassez do recurso para embasar as decisões dos usuários. Assim, um instrumento baseado em mercados deve ser aplicado em situações em que há um limite claro para as extrações de água. O critério, então, explicita as condições hídricas em que a bacia deve estar para justificar sua adoção. Legenda: (1) Escassez (redução de alguns usos abaixo dos volumes outorgados); ou (2) Bacia Fechada (sem concessão de novas outorgas).

Possibilidade de abarcar todos os tipos de usos consuntivos: Alguns arranjos podem ser concebidos para adoção restrita por algumas classes de uso, por exemplo com transações permitidas somente entre agricultores. Outros têm condições de permitir que todos os usuários sejam contemplados. Quanto maior a heterogeneidade de usos, maiores os possíveis ganhos de eficiência. Legenda: (1) Baixa; (2) Média; (3) Alta.

Possibilidade de inclusão de usos não-consuntivos: Usos não consuntivos não realizam captações, porém podem necessitar da manutenção de níveis mínimos de vazão para continuar ocorrendo (por exemplo, navegação). Alguns arranjos podem facilitar a participação desses usuários. Legenda: (1) Baixa; (2) Média (apenas compensando reduções por outros usuários); (3) Alta (atuando no mercado como os demais usuários).

Remoção de provisão de “use ou perca”: O arcabouço vigente prevê o risco de perda/suspensão (parcial ou total) de outorga caso o usuário não utilize a água em três anos consecutivos. Alguns arranjos são inviabilizados²⁰⁸ caso essa provisão se aplique também a reduções de consumo (não uso) motivadas por transações voluntárias. Para outros, a remoção dessa provisão é apenas desejável, mas podem ser aplicados mesmo com ela em vigor. Legenda: (1) Desejável; (2) Necessária.

Nível de aceitação pública: O critério observa o provável grau de aceitação pública, tanto a partir dos usuários quanto da sociedade, caso o arranjo seja mais abrangente. Legenda: (1) Baixa; (2) Média; (3) Alta.

Duração (máxima) das transações: Esse critério ranqueia os arranjos de acordo com sua possível duração ao longo do tempo. Observa-se aqui o período/janela em que as transações podem ser celebradas e não até que ponto no futuro o arranjo estará disponível (por exemplo, um arranjo apenas para situações de escassez pode ser empregado em momentos críticos por diversas décadas, mas somente em caráter de curta duração). Legenda: (1) Curta duração (emergência); (2) Média duração; (3) Longa duração (até o prazo da outorga).

²⁰⁸ Ou têm seu desempenho fortemente prejudicado. No limite, pode-se implementar o mercado, mas o número de transações seria bastante limitado devido aos riscos percebidos pelos usuários (como no caso espanhol).

Principal objetivo: Quaisquer arranjos concebidos são meios para atingir algum objetivo. Essa coluna explicita qual o principal objetivo que pode ser alcançado por cada arranjo. Legenda: (1) Minimizar perdas econômicas associadas a eventos de escassez; (2) Aumentar a eficiência no uso da água (eficiência alocativa); (3) Reduzir o volume total de captações (conservação); (4) Todos os anteriores, simultaneamente.

Tabela 11.1 - Comparação entre os diferentes arranjos possíveis para mercados de água no Brasil

Arranjos	Critérios	Transferências a partir de termo de alocação negociada em momentos de crise	Transações a partir de um ponto de captação compartilhado por mais de um usuário	Bancos de água públicos	Criação de títulos de alocação anual transacionáveis	Flexibilização das regras atuais para transferências de outorga
Abrangência geográfica		Restrita	Restrita	Média	Ampla	Ampla
Distância do arcabouço vigente		Próxima	Próxima	Algo distante	Distante	Algo distante
Bottom-up vs Top-down		Bottom-up	Bottom-up	Mista	Mista	Top-down
Custos de operação		Baixos	Baixos	Altos	Médios	Médios
Projeto-piloto		Fácil	Fácil	Média	Média	Difícil
Condições da bacia ou trecho		Escassez	n.a. ²⁰⁹	Fechada	Fechada	Fechada
Diversidade de usos		Alta	Baixa	Alta	Média ²¹⁰	Média ²¹¹
Usos não consuntivos		Média	Baixa	Baixa	Alta	Média
Remoção de "use ou perca"		Desejável	Desejável	Desejável	Necessária	Desejável
Aceitação pública		Alta	Alta	Média	Baixa	Média
Duração (máxima) das transações		Curta	Longa	Média	Curta	Longa
Principal objetivo		Minimizar perdas	Eficiência alocativa	Conservação	Todos	Eficiência alocativa

Fonte: elaboração própria.

209 A partir de um ponto de captação, embora possa ser afetado pelas condições da bacia, o arranjo está limitado pelas condições e volumes constantes da outorga relativa àquele ponto.

210 Assume-se aqui que o arranjo seria restrito a somente alguns setores usuários, por exemplo irrigação. Em teoria, poderia ser expandido para todos os usuários de uma bacia, mas com custos de operação maiores e menor grau de aceitação pública.

211 Idem.

À medida que a **Tabela 11.1** reflete os resultados obtidos (e já discutidos) a partir dos questionários e entrevistas realizadas ao longo da pesquisa, é possível também fazer alguns comentários adicionais: em primeiro lugar, os critérios propostos para comparação dos possíveis arranjos podem ser utilizados em novos exercícios que contemplem ainda outros IEs ou de forma a refletir as características que cada arranjo discutido deveriam ter em um contexto específico.

Por exemplo, um arranjo a partir de um ponto único de captação pode, eventualmente, contemplar diversos tipos de uso, mas essa deve ser a exceção e não a regra no cenário brasileiro. Igualmente, um novo título de alocação anual pode ser restrito somente a um trecho crítico de determinada bacia (caso desejável), apesar de genericamente sua adoção ser plausível em escalas geográficas maiores.

Adicionalmente, há possíveis interações entre os critérios contemplados. A adição de mais tipos de usos, por exemplo, pode ser acompanhada de maior conflito entre os usuários e menor aceitação pública pelo instrumento, a depender das características da região em que se contemple a implementação de um mercado de água.

Mais, os arranjos propostos não são excludentes. Um banco de águas público pode atuar em um mercado de alocações anuais e este, por sua vez, pode ocorrer de forma simultânea a um arranjo que contemple também a transferência parcial de volumes outorgados (em caráter de longo prazo).

Cabe também ressaltar que um arranjo pode atingir mais de um dos objetivos listados. Na prática, um IE que promova a eficiência alocativa em todos os momentos também irá minimizar as perdas de um evento de escassez. Já a redução do montante de água extraído/consumido em determinada bacia representa um objetivo por si só, mas que pode ser alcançado por diferentes arranjos e de forma mais custo efetiva a partir de um instrumento baseado em mercados.

De fato, a definição de um objetivo a ser alcançado por qualquer política pública antecede o desenho de suas regras e parâmetros e, dessa maneira, influencia como o IE pode se relacionar com as ferramentas já disponíveis na bacia, os usos de água existentes na região e demais critérios elencados na tabela acima.

Por fim, cabe notar que qualquer redução voluntária de consumo por um usuário que esteja formalmente reconhecida em ato do poder outorgante (termo de alocação, nova outorga), em tese, não requereria a remoção de provisão de “use ou perca”; tal remoção, no entanto, ofereceria maior segurança para os atores envolvidos.

12 Encerramento

O presente estudo teve como objetivo final aprofundar o entendimento e as possibilidades de aplicação de instrumentos econômicos, particularmente mercados de direitos de uso de água, à gestão dos recursos hídricos, com enfoque no contexto brasileiro, principalmente em situações de escassez hídrica. As bases para o conteúdo apresentado foram desenvolvidas a partir de um olhar eminentemente econômico, ao longo de onze seções com as quais se investigou:

- 1) A pertinência teórica da inclusão de IEs no rol de instrumentos para a gestão de recursos hídricos;
- 2) Como outros países vêm utilizando mercados de direitos de uso de água em seus contextos; e, finalmente,
- 3) Como esses instrumentos poderiam ser adotados no caso brasileiro.

A partir das informações levantadas e das considerações e análises conduzidas, espera-se que o leitor tenha conquistado maior compreensão acerca das vantagens e eventuais limitações de diferentes IEs e passe a considerar medidas de gestão da demanda, e seus diversos arranjos possíveis, como parte de uma discussão mais ampla sobre como melhorar a gestão de recursos hídricos no Brasil.

A escolha por um entre os possíveis arranjos de IEs, caso desejável, depende das preferências dos usuários e dos reguladores. Contudo, qualquer processo de desenho e implementação de uma (nova) política pública também deve ser pautada por sua correção técnica e factibilidade administrativa. Nesse sentido, o presente estudo empreendeu esforço de pesquisa que contribui consideravelmente para que a gestão de recursos hídricos nas bacias hidrográficas brasileiras possa entreter opções que resultem em maiores ganhos de bem-estar.

Há, naturalmente, espaço para pesquisas futuras, bem como para análises com base em outras disciplinas das ciências naturais e sociais; mas o conteúdo aqui apresentado configura importante ponto de partida para elas e, na prática, constitui condição necessária para o desenvolvimento de políticas para recursos hídricos que almejem, particularmente, reduzir a frequência e severidade de eventos de escassez que acometem algumas bacias e regiões do país.

Considerações finais a partir da teoria econômica

A teoria econômica reconhece que direitos de propriedade (ou uso) claramente estabelecidos e o sistema de preços são fundamentais para direcionar a utilização de um bem ou recurso para seus melhores e mais valiosos usos (COASE, 1960). Os sinais oferecidos pelos preços, se adequados, podem se configurar como incentivos claros para que os indivíduos decidam quanto, quando e como utilizar um recurso escasso de forma socialmente ótima.

Tal constatação pode também ser aplicada aos recursos hídricos, em particular naquelas ocasiões em que o contexto e as instituições que o cercam contribuem para o surgimento de externalidades negativas e/ou da chamada tragédia dos comuns. Nesses casos, abordagens baseadas em instrumentos econômicos se apresentam mais custo-efetivas do que abordagens marcadas pelo comando e controle (KRAUSE, CHERMAK e BROOKSHIRE, 2003; OLMSTEAD e STAVINS, 2007).

Um dos possíveis IEs para a gestão dos recursos hídricos são os mercados de direitos de uso de água, que visam garantir que ambas as partes envolvidas (comprador e vendedor) se encontrem em situação melhor (com relação a uma distribuição inicial dos direitos) (HORBULYK e ADAMOWICZ, 1997).

Em que pese a necessidade de analisar um problema complexo, como a gestão de recursos hídricos em situações de conflito, a partir de diferentes disciplinas, além da econômica, e reconheça-se a existência de outros instrumentos cuja aplicação pode ser relevante em determinados contextos, parece claro que a avaliação e proposição de políticas públicas para promover o uso mais eficiente e sustentável da água não pode prescindir da consideração dos IEs, em especial dos mercados de água.

Considerações finais sobre os estudos de caso internacionais

O aprendizado a partir de iniciativas internacionais e o “empréstimo” de instituições e políticas bem-sucedidas em outras jurisdições pode acelerar o desenho e implementação de medidas semelhantes ou ainda permitir que tal processo ocorra a um custo menor em novo contexto (MAMADOUH, DE JONG e LALENIS, 2002).

Os estudos de caso apresentados nas **seções 7, 8 e 9** possibilitaram, então, a identificação de algumas lições de caráter geral no que diz respeito ao desenho e implementação de regras que permitam aos usuários a realização de negociações voluntárias para melhor alocar os recursos hídricos:

- ❖ Cada bacia/região precisa adequar o uso de um mercado de direitos de uso de água às características e necessidades locais;
- ❖ Mercados de direitos de uso de água mais ativos têm usuários com perfis heterogêneos, isto é, com demandas hídricas que diferem em quantidade, qualidade, tempo de uso e custos de conservação;
- ❖ Direitos de uso de água não devem se confundir com a propriedade da terra e nem estar sujeitos a alterações sem que o usuário seja devidamente compensado;
 - ♦ Quanto mais homogêneos os direitos, menores os custos de transação e maiores as possibilidades de ganhos de eficiência alocativa.
- ❖ O estabelecimento de um limite (teto) para os volumes consumidos/extraídos de uma bacia deve ser pré-requisito para a implementação de um mercado;
 - ♦ Usos ambientais também devem ser levados em consideração no cômputo desse limite.
- ❖ Crises e eventos de escassez oferecem momentos oportunos para a introdução de mudanças em arranjos já existentes;

- ❖ É pertinente que a implementação de mercados de água ocorra de forma gradual e permita que eventuais ajustes sejam realizados ao longo do tempo;
 - ♦ A adoção de programas-pilotos é um caminho viável para promover o aprendizado acerca de um IE e dos ajustes necessários para o contexto local.
- ❖ Mercados de água configuram um importante mecanismo no que diz respeito à adaptação à mudança do clima para o setor de recursos hídricos (ADLER, 2008).
 - ♦ Mercados de água são particularmente apropriados para lidar com incertezas, devido ao seu caráter flexível e descentralizado.

Mercados de direitos de água não são panaceia e nem desprovidos de limitações, como as experiências aqui estudadas evidenciam. Contudo, não somente os sucessos e avanços, mas também as dificuldades e obstáculos encontrados ao longo do tempo em cada um dos casos avaliados oferecem base sólida para que outras jurisdições, inclusive o Brasil, procurem adotar esse mecanismo de maneira customizada às suas necessidades locais.

Considerações finais sobre o caso brasileiro

Toda e qualquer argumentação econômica deve ser compreendida como contextual e possuindo diversas conclusões possíveis à medida que diferentes circunstâncias reais são observadas. Nesse sentido, Rodrik (2013) postula que: “todas as proposições econômicas são afirmações do tipo se-então (if-then statements). Dessa maneira, encontrar qual o remédio que melhor funciona em determinado cenário é mais um ofício do que uma ciência” (tradução nossa).

A **Seção 10** se preocupou em esclarecer que a utilização de outros IEs, para além da cobrança pelo uso de água, essencialmente não fere o arcabouço vigente. A depender do arranjo concebido maiores ou menores alterações nas regras formais podem ser necessárias. Naturalmente, questionamentos de ordem jurídica e interpretações divergentes são (sempre) possíveis, mas é possível assegurar que os instrumentos aqui contemplados respeitam a inalienabilidade das águas públicas, referindo-se somente ao direito de uso e não à propriedade do recurso.

Uma das principais instituições que pode limitar a experiência com instrumentos econômicos baseados em mercados para a gestão de recursos hídricos no país não diz respeito às regras formais, como a Política Nacional de Recursos Hídricos, mas sim ao aspecto cultural e à relação da sociedade brasileira com relação aos direitos de propriedade e recursos naturais. Os baixos níveis de confiança e segurança para transações impessoais (via mercados) podem restringir os mercados de direitos de água (e a cooperação no tema) a pequenos grupos, próximos e homogêneos.

Ainda assim, alguns arranjos podem ser mais facilmente compreendidos por usuários e população em geral e ter sua adoção facilitada. Similarmente, algumas regiões e tipos de usuários, por exemplo, aqueles que possuem uma visão mais comercial/gerencial com relação à água (como um insumo), também podem favorecer o surgimento das primeiras experiências de IEs baseados em mercados no país.

Por fim, mercados de água são instrumentos, meios, que podem auxiliar no atingimento de algum(ns) objetivo(s), fim. Tais objetivos devem ser claros e, a partir de sua definição, pode-se analisar quais caminhos devem ser percorridos e ferramentas utilizadas para alcançá-los. A presença de barreiras ou dificuldades não deve servir como justificativa para a inação, mas sim objeto de análise e consideração sobre como reduzi-las ou contorná-las.

Nesse sentido, o estudo como um todo contribuiu para o melhor mapeamento tanto dos arranjos possíveis para mercados de direitos de água à disposição de gestores e usuários, quanto de suas vantagens, desvantagens e eventuais obstáculos. Uma vez que um problema a ser resolvido com relação à extração e consumo de recursos hídricos em determinado contexto seja identificado, as considerações aqui apresentadas facilitam a comparação entre diferentes arranjos e a realidade do local, indicando quais regras podem se revelar mais apropriadas para cada caso.

A condução de análises em nível local representa a principal avenida a ser explorada a partir dos resultados aqui encontrados. IEs baseados em mercados podem e devem fazer parte do grupo de ferramentas para a gestão de recursos hídricos no Brasil. Na prática, o país pode contar com tantos arranjos diferentes quanto necessário para lidar com os problemas observados em trechos de rios, açudes, reservatórios, sub-bacias e bacias hidrográficas, idealmente com inspiração na teoria econômica e nas experiências internacionais, atendendo aos anseios de usuários de água e da população de forma geral.

13

Bibliografia

ABERS, R.; JORGE, K. D. Descentralização da gestão da água: Descentralização da Gestão da Água: Por que os comitês de bacia estão sendo criados? **Ambiente & Sociedade**, VIII, n. 2, Jul/Dez 2005. 1-27.

ABERS, R.; JORGE, K. D. Descentralização da Gestão da Água: Por que os comitês de bacia estão sendo criados? **Ambiente & Sociedade**, VIII, n. 2, Jul/Dez 2005. 1-27.

ACCC. **Water trading rules - Final advice**. Australian Competition & Consumer Commission. Canberra, p. 309. 2010.

ACEMOGLU, D.; ROBINSON, J. **The Role of Institutions in Growth and Development**. The World Bank. Washington, DC, p. 44. 2008.

ADLER, J. H. Water Marketing As An Adaptive Response To The Threat Of Climate Change. **Hamline Law Review**, 31, n. 3, 2008. 730-754.

ALLAN, J. A. Virtual Water: A Strategic Resource – Global Solutions to Regional Deficits. **Ground Water**, 36, n. 4, Julho/Agosto 1998. 545-546.

ALLAN, T. Productive efficiency and allocative efficiency: why better water management may not solve the problem. **Agricultural Water Management**, 40, 1999. 71-75.

ALMEIDA, C. C. D. **Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos**. FESMPDFT. Brasília, p. 12. 2005.

ANA. **Resolução no 707, de 21 de dezembro de 2004**. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF. 2004.

ANA. **Resolução Conjunta ANA/SRH-CE/SEMAR-PI nº 547, de 5 de Dezembro de 2006**. Agência Nacional de Águas; Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos do Ceará; Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Piauí. Brasília, DF. 2006.

ANA. **Programa Produtor de Água**. Agência Nacional de Águas. Brasília. 2009.

ANA. **Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos - Volume 6: Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos**. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF. 2011.

ANA. **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos da Agência Nacional de Águas**. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF. 2013. Atualizado em 03 de Dezembro de 2014.

ANA. Programa Produtores de Água. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hidricos**, 2014. Disponível em: <<http://www2.snirh.gov.br/home/webmap/viewer.html?webmap=b313aea335ea407f844a2b-1f9e70473b>>. Acesso em: 27 Agosto 2014.

ANA. **Programa Produtor de Água - Seminário: Março 2015**. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF, p. 38. 2015.

ANA. Serviços - Regulação: Alocação de Água. **Agência Nacional de Águas**, 2016. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/outorgaefiscalizacao/alocacao_agua1.aspx>. Acesso em: 15 Dezembro 2016.

ANCOLD. **Register of Large Dams in Australia**. Australian National Committee on Large Dams. Hobart, Tasmania. 2010.

ANDERSSON, K. Understanding Decentralized Forest Governance: An Application of the Institutional Analysis and Development Framework. **Sustainability: Science, Practice, and Policy**, 2, n. 1, 2006. 25-35.

ANTUNES, P. D. B. **Direito Ambiental**. 14^a. ed. São Paulo: Atlas, 2012.

ARIZONA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES. **Arizona: Water Rights Fact Sheet**. Arizona Department of Water Resources. Phoenix, AZ, p. 4. 2001.

ARIZONA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES. **Overview of the Arizona Groundwater Management Code**. Arizona Department of Water Resources. Phoenix, AZ, p. 4. 2002.

ARIZONA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES. **The Arizona Water Atlas: Arizona Department of Water - Volume 1**, 2010a.

ARIZONA STATE SENATE. **Arizona Water Banking Authority**. Arizona Senate Research Staff. Phoenix, AZ, p. 4. 2015.

ARSENAULT, C. New NASA data shows Brazil's drought deeper than thought. **Thomson Reuters Foundation, Toronto**, Outubro 2015.

ASHTON, D.; OLIVER, M.; FORMOSA, T. **Overview of recent changes in irrigated agriculture in the Murray–Darling Basin: 2006–07 to 2008–09**. National Water Commission. Canberra, p. 34. 2011.

ASHTON, D.; OLIVER, M.; NORRIE, D. **Rice farms in the Murray–Darling Basin**. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences (ABARES). Canberra, p. 22. 2016.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **Water Act 2007**. Office of Parliamentary Counsel. Canberra. 2015.

AUTOBEE, R. **Colorado-Big Thompson Project**. Bureau of Reclamation. Washington, DC, p. 38. 1996.

AWBA. **Arizona Water Banking Authority - Annual Report - 2014**. Arizona Water Banking Authority. Phoenix, AZ, p. 54. 2015a.

AWBA. Banking Water Now for Arizona's Future. **Arizona Water Bank Authority**, 2015b. Disponível em: <<http://www.azwaterbank.gov/>>. Acesso em: 25 Novembro 2015.

AWBA. **Arizona Water Bank Authority**, 2015c. Disponível em: <<http://www.azwaterbank.gov/>>. Acesso em: 25 Novembro 2015.

AWBA. AWBA Activities: Updates. **Arizona Water Banking Authority**, 2016. Disponível em: <<http://www.azwaterbank.gov/Background/Updates.htm>>. Acesso em: 07 Junho 2016.

BACKEBERG, G. R. Water institutions, markets and decentralised resource management: prospects for innovative policy reforms in irrigated agriculture. **Agrekon**, Vol. 36, n. 4, Dezembro 1997. 350-384.

BENNETT, J. **Doing Better with Less: Lessons for California from Australia's Water Reforms**. Reason Foundation. Los Angeles, CA, p. 30. 2015.

BENNETT, J. **Entrevista realizada em 10 de Maio de 2016**. Crawford School of Public Policy (Australian National University). Canberra. 2016. Entrevista realizada via Skype.

BENSON, D.; JORDAN, A. The Scaling of Water Governance Tasks: A Comparative Federal Analysis of the European Union and Australia. **Environmental Management**, 46, 2010. 7-16.

BENSON, D.; JORDAN, A.; HUITEMA, D. Involving the Public in Catchment Management: An Analysis of the Scope for Learning Lessons from Abroad. **Environmental Policy and Governance**, 22, 2012. 42-54.

BERBEL, J. et al. **Water markets scenarios for southern Europe: new solutions for coping with increasing water scarcity and drought risk? - Final project report**. IWRM-NET. Montpellier, França, p. 76. 2014.

BERBEL, J.; KOLBERG, S.; MARTIN-ORTEGA, J. Assessment of the Draft Hydrological Basin Plan of the Guadalquivir River Basin. **International Journal of Water**, 28, 2012. 43-55.

BJORNLUND, H. et al. Policy preferences for water sharing in Alberta, Canada. **Water Resources and Economics**, 1, 2013. 93-110.

BJORNLUND, H.; MCKAY, J. Aspects of water markets for developing countries experiences from Australia, Chile and the US. **Journal of Environment and Development Economics**, 7, n. 4, 2002. 767-793.

BJORNLUND, H.; WHEELER, S.; CHEESMAN, J. Irrigators, water trading, the environment, and debt: perspectives and realities of buying water entitlements for the environment. In: GRAFTON, R. Q.; CONNEL, D. **Basin futures: water reform in the Murray-Darling Basin**. Canberra: ANU Press, 2011. p. 291-302.

BJORNLUND, H.; XU, W.; WHEELER, S. An overview of water sharing and participation issues for irrigators and their communities in Alberta: Implications for water policy. **Agricultural Water Management**, 145, 2014. 171-180.

BLOMQUIST, W. et al. Institutional and policy analysis of river basin management - The Guadalquivir River

Basin, Spain. **Water Resources Research**, Washington, D.C., 2005. 40.

BOETTKE, P. Is the only form of 'reasonable regulation' self-regulation?: Lessons from Lin Ostrom on regulating the commons and cultivating citizens. **Public Choice**, 143, 2010. 283–291.

BOLAND, J. J.; WHITTINGTON, D. The political economy of water tariff design in developing countries: increasing block tariffs versus uniform price with rebate. In: DINAR, A. **The Political Economy of Water Pricing Reforms**. Oxford: Oxford University Press, 2000. p. 215–235.

BOTELHO, F. Taxa de desconto, escolhas energéticas e mudança climática. **Blog Infopetro**, 2015. Disponível em: <<https://infopetro.wordpress.com/2015/05/25/taxa-de-desconto-escolhas-energeticas-e-mudanca-climatica/>>. Acesso em: 17 Novembro 2015.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981**. Brasília, DF: Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, 1981.

BRASIL. **Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado, 1988.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997**. Brasília, DF: Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, 1997.

BRASIL. **Lei 9.984, de 17 de julho de 2000**. Diário Oficial [da] Presidência da República. Brasília, DF. 2000.

BRASIL. **Código Civil, Lei 10.406, de 10 de janeiro de 2002**. 1ª. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2002.

BRISCOE, J. **Water as an economic good**: the idea and what it means in practice. World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage. Cairo, Egito: ICID. 1996.

BROMLEY, D. W. **Closing comments at the conference on common property resource management**. Proceedings of the Conference on Common Property Resource Management. Washington, D.C.: National Academy Press. 1986. p. 591-597.

BUREAU OF METEOROLOGY. **Water in Australia**. Commonwealth of Australia. Canberra, p. 4. 2015.

BURKE, S.; ADAMS, R.; WALLENDER, W. Water Banks and Environmental Water Demands: Case of the Klamath Project. **Water Resource Research**, 40, n. 9, 2004.

BUSHMAN LABIANCA, M. **The Arizona Water Bank and the Law of the River**. [S.l.]. 1998.

CALATRAVA, J.; GARRIDO, A. Difficulties in Adopting Formal Water Trading Rules within Users' Association. **Journal of Economic Issues**, XL, Março 2006. 27-44.

CALIFORNIA STATE LEGISLATURE. **California Water Code**. California State Legislature. Sacramento, CA. 2016.

CAMPBELL, B. **The Murray-Darling Basin Agreement: A framework for managing severe drought.** Murray-Darling Basin Commission. Canberra. 2012.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. D. C. Alocação e Realocação do Direito de Uso da Água: Uma Proposta de Modelo de Mercado Limitado no Espaço. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 7, n. 2, Abr/Jun 2002. 5-16.

CANTIN, B.; SHRUBSOLE, D.; AÏT-OUYAHIA, M. Using Economic Instruments for Water Demand Management: Introduction. **Canadian Water Resources Journal**, 30, n. 1, 2005. 1-10.

CAREY, J. M.; SUNDING, D. L. Emerging Markets in Water: A Comparative Institutional Analysis of the Central Valley and Colorado-Big Thompson Projects. **Natural Resources Journal**, 41, 2001. 283-328.

CARRYOVER REVIEW COMMITTEE. **How carryover works on the Murray, Goulburn & Campaspe.** Department of Sustainability and Environment. Melbourne. 2012.

CBH-PCJ. **Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 048/06, de 28/09/2006.** Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. Piracicaba, SP, p. 8. 2006.

CE. The EU Emissions Trading System (EU ETS). **European Commission - Climate Action**, 2015. Disponível em: <http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/index_en.htm>. Acesso em: 17 Novembro 2015.

CENTRAL ARIZONA PROJECT. About us. **CAP: Central Arizona Project**, 2015. Disponível em: <<http://www.cap-az.com/about-us/system-map>>. Acesso em: 06 Junho 2016.

CENTRAL ARIZONA PROJECT. **Colorado River Challenges: Impacts to Southern Arizona.** Central Arizona Project. Phoenix, AZ, p. 33. 2016b.

CHADD, E. A. Manifest Subsidy: How Congress pays industry with federal tax dollars to deplete and destroy the nation's natural resources. **Common Cause National Magazine**, Outono 1995.

CLIFFORD, P. **Water Banking in the Western States.** Washington Department of Ecology. Olympia, WA. 2008.

CLIFFORD, P.; LANDRY, C.; LARSEN-HAYDEN, A. **Analysis of Water Banks in the Western States.** Washington Department of Ecology. Olympia, WA, p. 168. 2004.

CNRH. **Resolução nº 16, de 8 de Maio de 2001.** Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, p. 6. 2001.

CNRH. **Resolução nº 129, de 29 de Junho de 2011.** Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF, p. 3. 2011.

CNRH. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. **Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH**, 2016. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1>. Acesso em: 1º Novembro 2016.

COAG. **Communiqué**. Meeting of COAG, 25 February. Hobart: Council of Australian Governments. 1994. p. 11.

COAG. **Intergovernmental agreement on a National Water Initiative**. Council of Australian Governments. Canberra, p. 39. 2004.

COASE, R. H. The Problem of Social Cost. **The Journal of Law and Economics**, III, Outubro 1960. 1-44.

COLLINGE, R. A. Transferable Rate Entitlements: The Overlooked Opportunity in Municipal Water Pricing. **Public Finance Quarterly**, 22, n. 1, 1994. 46-64.

COMMONWEALTH ENVIRONMENTAL WATER. **Trading Arrangements**. Commonwealth Environmental Water. Canberra, p. 26. 2011.

COX, W.; HIGGINS, C. **Review of Cap implementation 2011–12. Report of the Independent Audit Group**. Murray–Darling Basin Authority. Canberra, p. 81. 2012. (ISBN 978-1-922177-20-9).

CWCB. **State water supply initiative 2010: Colorado's water supply future final report**. Colorado Water Conservation Board. Denver. 2011.

CWT. How We Work. **Colorado Water Trust**, 2015. Disponível em: <<http://www.coloradowatertrust.org/our-work/how-we-work/>>. Acesso em: 23 Novembro 2015.

DALKEY, N. C. **The Delphi method: an experimental study of group opinion**. United States Air Force Project Rand. Santa Monica, CA, p. 87. 1969.

DE SOTO, H. **The Mystery of Capital**: Why Capitalism Triumphs in the West and Fails Everywhere Else. New York: Basic Books, 2000.

DE STEFANO, L.; HERNÁNDEZ-MORA, N. Los mercados informales de aguas en España: Una visión de conjunto. In: GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J. **Los mercados de agua en España**: presente y perspectivas. Ameria: Cajamar Caja Rural, 2016. p. 95-121.

DEBAERE, P. et al. Water markets as a response to scarcity. **Water Policy**, 16, 2014. 625-649.

DELLAPENNA, J. W. Adapting the law of water management to global climate change and other hydropolitical stresses. **Journal of the American Water Resources Association**, 35, n. 6, 1999. 1301-1326.

DELLAPENNA, J. W. Adapting riparian rights to the twenty-first century. **West Virginia Law Review**, 106, 2004. 539-593.

DEMSETZ, H. Information and Efficiency: Another Viewpoint. **The Journal of Law & Economics**, 12, n. 1, 1969. 1-22.

DOLOWITZ, D. P. A policy-maker's guide to policy transfer. **The Political Quarterly Publishing Co.**, 2003. 109-108.

DOLOWITZ, D. P.; MARSH, D. Learning from Abroad: The Role of Policy Transfer in Contemporary Policy-Making. **Governance: An International Journal of Policy and Administration**, 13, n. 1, 2000. 5-24.

DOLOWITZ, D. P.; MARSH, D. The Future of Policy Transfer Research. **Political Studies Review**, 10, 2012. 339-345.

DOLOWITZ, D.; MARSH, D. Who Learns What from Whom: a Review of the Policy Transfer Literature. **Political Studies**, 44, 1996. 343-357.

DOSI, C. **Environmental values, valuation methods, and natural disaster damage assessment**. United Nations Publication. Santiago, Chile, p. 58. 2001.

DWR. California State Water Project and the Central Valley Project. **State Water Project**, 2008. Disponível em: <<http://www.water.ca.gov/swp/cvp.cfm>>. Acesso em: 23 Junho 2016.

DWR. Water Transfer Activity. **California Department of Water Resources**, 2015. Disponível em: <<http://www.water.ca.gov/watertransfers/activity.cfm>>. Acesso em: 23 Junho 2016.

DWR. Water Transfers. **California Department of Water Resources**, 2016a. Disponível em: <<http://www.water.ca.gov/watertransfers/>>. Acesso em: 28 Junho 2016.

DWR. **Water Conditions Update - June 2016**. California Department of Water Resources. Sacramento, CA, p. 2. 2016d.

DWR; SWRCB. **Background and Recent History of Water Transfers in California**. Department of Water Resources; State Water Resources Control Board. [S.l.]. 2015.

DYSON, M. **Australian water laws — managing diminishing water supplies in the Murray-Darling Basin**. Presented to First International Legal Colloquium on Regulation and Integral Management of Water. Cancun, Mexico. 2008.

EASTBURN, D. **The River Murray — history at a glance**. Murray–Darling Basin Commission. Canberra. 1990.

EASTER, K. W.; BECKER, N.; TSUR, Y. Economic mechanisms for managing water resources: Pricing, permits, and markets. In: BISWAS, A. K. **Water resources**: Environmental planning, management and development. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1997.

EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W.; DINAR, A. **Markets for Water**: Potential and Performance. Boston, MA: Kluwer Academic Publishers, 1998.

EBC. **Learning from International Best Practices**. European Benchmarking Co-operation. Den Haag, p. 23. 2015a.

EBC. The European Benchmarking Co-operation, 2015b. Disponível em: <<https://www.waterbenchmark.org/>>. Acesso em: 30 Novembro 2015.

EEA. **Climate change targets: 350 ppm and the EU two-degree target**. European Environment Agency. Copenhagen, p. 5. 2008.

EECKE, W. V. The concept of a "merit good": the ethical dimension in Economic Theory and the History of Economic Thought or the Transformation of Economics into Socio-Economics. **Journal of Socio-Economics**, 27, 1998. 133-153.

EMBED IRUJO, A. Nueva forma de asignación de recursos: el mercado del agua. **Economía del agua: hacia una mejor gestión de los recursos hídricos**, p. 1-13, 2000.

EMBED IRUJO, A. La estructura del Estado y la administración hidráulica. In: XAVIER, Y. M. D. A.; EMBED IRUJO, A.; SILVEIRA NETO, O. D. S. **O direito de águas no Brasil e na Espanha**: Um estudo comparado. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, 2008b. p. 45-78.

EMBED IRUJO, A. Las características del mercado de derechos de agua en España. **Derecho y Ciencias Sociales**, p. 90-110, Out. 2013. ISSN 9.

EMBED IRUJO, A. Marco legal de los mercados de agua en España. In: GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J. **Los mercados de agua en España**: presente y perspectivas. Almería: Cajamar Caja Rural, 2016. p. 41-67.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological economics**, 65, 2008. 663-674.

ENGLE, N. L.; LEMOS, M. C. Unpacking governance: Building adaptive capacity to climate change of river basins in Brazil. **Global Environmental Change**, 20, 2010. 4-13.

EPA. WaterSense: About Us. **United States Environmental Agency**, 2015. Disponível em: <http://www3.epa.gov/watersense/about_us/index.html>. Acesso em: 30 Novembro 2015.

FAWCETT, P.; MARSH, D. Policy Transfer and Policy Success: The Case of the Gateway Review Process (2001–10). **Government and Opposition**, 47, n. 2, 2012. 162-185.

FERREIRA, L. P. **Comentários à constituição brasileira**. São Paulo: Saraiva, 1990.

FILHO, A. C. P.; BONDAROVSKY, S. H. Água, bem econômico e de domínio público. **R. CEJ**, Brasília, 12, set./dez. 2000. 13-16.

FILHO, F. D. A. D. S.; PORTO, R. L. L. Mercado de Água e o Estado: Lições da Teoria dos Jogos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 13, n. 4, Out/Dez 2008. 83-98.

FRANKEL, T. C. New NASA data show how the world is running out of water. **The Washington Post**, Washington, D.C., Junho 2015.

FREIRIA, R. C. Direito das Águas: Aspectos legais e institucionais na perspectiva da qualidade. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande, X, n. 40, Abril 2007. Disponível em: http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=re-

vista_artigos_leitura&artigo_id=1738.

FULLERTON, D.; STAVINS, R. How economists see the environment. **Nature**, v. 395, p. 433-434, Outubro 1998.

FURUBOTN, E. G.; PEJOVICH, S. **The economics of property rights**. Cambridge, Massachusetts: Ballinger Publishing Company, 1974.

GARRICK, D. et al. Water markets and freshwater ecosystem services: Policy reform and implementation in the Columbia and Murray-Darling Basins. **Ecological Economics**, 69, 2009. 366-379.

GARRICK, D.; JACOBS, K. Water Management on the Colorado River: From Surplus to Shortage in Five Years. **Southwest Hydrolog**, 2006.

GARRIDO, A.; CALATRAVA, J. Trends in water pricing and markets. In: GARRIDO, A.; LLAMAS, M. R. **Water Policy in Spain**. Leiden: CRC Press, Taylor & Francis, 2009. p. 129-142.

GARRIDO, A.; LLAMAS, R. M. Water management in Spain: an example of changing paradigms. In: DINAR, A.; ALBIAC, J. **Policy and strategic behaviour in water resource management**. Londres: Earthscan, 2009. p. 125-144.

GARRIDO, A.; REY, D.; CALATRAVA, J. Water trading in Spain. In: DE STEFANO, L.; LLAMAS, M. R. **Water, Agriculture and the Environment in Spain: can we square the circle?** 1ª. ed. Leiden: CRC Press/Balkema/Taylor & Francis, 2012. p. 205-216.

GARROTE, L.; IGLESIAS, A.; FLORES, F. Development of Drought Management Plans in Spain. In: IGLESIAS, A., et al. **Coping with drought risk in agriculture and water supply systems**. Dordrecht, NL: Springer, v. 26, 2009. Advances in Natural and Technological Hazards Research.

GASTALDI, S. Direitos difusos, coletivos em sentido estrito e individuais homogêneos: conceito e diferenciação. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande, v. XVII, n. 120, Janeiro 2014.

GETIRANA, A. C. V. Extreme water deficit in Brazil detected from space. **Journal of Hydrometeorology**, 2015.

GIANNOCARRO, G.; BERBEL, J. **Final project report: Agricultural water markets in Guadalquivir**. IWRM-NET. [S.l.], p. 37-40. 2011.

GIANNOCARRO, G.; CASTILLO, M.; BERBEL, J. Factors influencing farmers' willingness to participate in water allocation trading. A case study in southern Spain. **Spanish Journal of Agricultural Research**, 14, n. 1, 2016. 1-14.

GIANNOCARRO, G.; PEDRAZA, V.; BERBEL, J. Analysis of Stakeholders' Attitudes towards Water Markets in Southern Spain. **Water International**, 5, 2013. 1517-1532.

GODARD, O. Introducing environmental taxes in economies in transition: conditions and obstacles. In: OCDE **Taxation and the Environment in European Economies in Transition**. Paris: Centre for Co-operation with

the Economies in Transition, OCDE, 1994. p. 16-35.

GOLLIER, C. **Pricing the Future: The economics of discounting and sustainable development**. Princeton University Press. Princeton, NJ. 2011.

GÓMEZ, C. M. et al. **Water transfers in the Tagus River Basin (Spain)**. IMDEA. Madrid, p. 53. 2011.

GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G. Perspectivas de futuro: los mercados de agua en el conjunto de la política hidráulica española. In: GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J. **Los mercados de agua en España: presente y perspectivas**. Almería: Cajamar Caja Rural, 2016. p. 385-408.

GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J. Los mercados de agua y su implementación en España: Una introducción. In: GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA LEYVA, J. **Los mercados de agua en España: presente y perspectivas**. Almería: Cajamar Caja Rural, 2016. p. 15-40.

GOVERNMENT OF ALBERTA. **Administrative Guideline for Transfer of Water Allocations (and Agreements to Assign Water, and Licence Amendments)**. Environment and Parks: Government of Alberta. Edmonton, p. 42. 2014.

GRAFTON, R. Q. et al. Comparative Assessment of Water markets: Insights from the Murray-Darling Basin of Australia and the Western USA. **Water Policy**, 14, n. 2, 2012. 175-93.

GRAFTON, R. Q.; HORNE, J. Water markets in the Murray-Darling Basin. In: GRAFTON, R. Q., et al. **Global water: Issues and insights**. Canberra: Australian National University Press, 2014. p. 239.

GRAFTON, R. Q.; HORNE, J.; WHEELER, S. A. On the Marketisation of Water: Evidence from the Murray-Darling Basin, Australia. **Water Resources Management**, Novembro 2015.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito das Águas**. 3ª. ed. São Paulo: Atlas, 2006.

GRANZIERA, M. L. M. Direito de Águas. **Jornal Carta Forense**, São Paulo, Outubro 2014.

GREIF, A.; KINGSTON, C. Institutions: Rules or Equilibria? **Political Economy of Institutions, Democracy and Voting**, 2011. 13-43.

GRIFFIN, R. C. **Water Resource Economics: The Analysis of Scarcity, Policies and Projects**. Cambridge: MIT Press, 2006.

GRIFFIN, R. C. Water Marketing. In: GRIFFIN, R. C. **Water Resource Economics: The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects**. 2ª. ed. Cambridge, MA: MIT Press, 2016. Cap. 8, p. 255-300.

GRIMBLE, R. J. Economic instruments for improving water use efficiency: theory and practice. **Agricultural Water Management**, 40, 1999. 77-82.

GVCES. **Elementos e para a Construção de um Sistema de Comércio de Emissões**. Centro de Estudos

em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas. São Paulo, p. 122. 2013.

GVCES. **Análise das competências legais dos três níveis da Federação no tema adaptação.** Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas. São Paulo. 2014a.

GVCES. **Aplicação de Indicadores de Intensidade em Instrumentos Econômicos.** Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas. São Paulo, p. 143. 2015.

HADJIGEORGALIS, E. Managing drought through water markets: farmer preferences in the Rio Grande Basin. **Journal of the American Water Resources Association**, 44, n. 3, Junho 2008. 594-605.

HAHN, R. W.; STAVINS, R. N. **Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice.** Kennedy School of Government, Harvard University. Cambridge, MA. 1991.

HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. Market Failure. In: HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. **Environmental economics in theory and practice.** 2ª. ed. Londres: Palgrave Macmillan, 2007a. Cap. 3, p. 42-81.

HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. Incentive Design. In: HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. **Environmental economics in theory and practice.** 2ª. ed. Londres: Palgrave Macmillan, 2007b. Cap. 4, p. 82-130.

HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. Nonrenewable resources: market structure and policy. In: HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. **Environmental economics in theory and practice.** 2ª. ed. Londres: Palgrave Macmillan, 2007c. Cap. 7, p. 214-242.

HANSEN, J. et al. Target Atmospheric CO₂: Where Should Humanity Aim? **The Open Atmospheric Science Journal**, 2, 2008. 217-231.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, 162, n. 3859, 13 Dezembro 1968. 1243-1248.

HELM, D. Economic instruments and environmental policy. **Economic and Social Review**, 36, n. 3, 2005. 205-28.

HEPBURN, C. Regulation by prices, quantities or both: a review of instrument choice. **Oxford review of economic policy**, 22, n. 2, 2006. 226-247.

HERNÁNDEZ-MORA, N. **Entrevista realizada no dia 20 de junho de 2016.** Department of Human Geography, Universidad de Sevilla. Sevilha. 2016.

HERNÁNDEZ-MORA, N.; DEL MORAL, L. Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización. **Geoforum**, 62, 2015. 143-155.

HOLZINGER, K.; KNILL, C. Causes and conditions of cross-national policy convergence. **Journal of European Public Policy**, 12, n. 5, Outubro 2005. 775-796.

HORBULYK, T. M.; ADAMOWICZ, W. L. **The Role of Economic Instruments to Resolve Water Quantity Problems**. Edmonton, Canada. 1997.

HOTELLING, H. The Economics of Exhaustible Resources. **Journal of Political Economy**, 39, n. 2, Abril 1931. 137-175.

HOWE, C. W. Project Benefits and Costs from National and Regional Viewpoints: Methodological Issues and Case Study of the Colorado-Big Thompson Project. **Natural Resources Journal**, 26, 1986. 77-93.

HOWE, C. W. **The Efficient Water Market of the Northern Colorado Water Conservancy District: Colorado, USA**. EPI-Water (Fondazione Eni Enrico Mattei). Milão, p. 30. 2011.

HOWE, C. W.; GOEMANS, C. Water transfers and their impacts: lessons from three Colorado water markets. **Journal of the American Water Resources Association**, Outubro 2003. 1055-1065.

HU, X.-J. et al. Integrated water resources management and water users' associations in the arid region of northwest China: A case study of farmers' perceptions. **Journal of Environmental Management**, 145, 2014. 162-169.

HUFFAKER, R.; WHITTLESEY, N. A Theoretical Analysis of Economic Incentive Policies Encouraging Agricultural Water Conservation. **Water Resources Development**, 19, n. 1, 2003. 37-53.

HUGHES, N. **Management of irrigation water storages: carryover rights and capacity sharing**. Australian Agricultural and Resource Economics Society. Cairns, Queensland: Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics. 2009. p. 1-24.

ICWE. **The Dublin Statement on Water and Sustainable Development**. International Conference on Water and the Environment. Dublin. 1992.

IEDI/FGV. **Tendências e Oportunidades na Economia Verde: Eficiência Energética**. São Paulo, SP. 2010.

IMAZON & GVCES. **Marco Regulatório sobre Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil**. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia; Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas da Fundação Getulio Vargas. Belém, PA; São Paulo, SP, p. 76. 2012. (ISBN 978-85-86212-45-1).

JAMES, O.; LODGE, M. The Limitations of 'Policy Transfer' and 'Lesson Drawing' for Public Policy Research. **Political Studies Review**, 1, 2003. 179-193.

JIANG, Y. et al. Virtual water in interprovincial trade with implications for China's water policy. **Journal of Cleaner Production**, 87, 2015. 655-665.

JOHANSSON, R. C. et al. Pricing irrigation water: a review of theory and practice. **Water Policy**, 4, 2002. 173-199.

KERVAREC, F. **Perception of water markets in the Marais Poitevin (France): methods, first results and feedback**. ACTeon; IWRM-NET. Nantes, p. 13. 2014.

KNIGHT, F. H. **The Ethics of Competition and Other Essays**. New York: Harper & Bros, 1935.

KOMIYAMA, H.; TAKEUCHI, K. Sustainability science: building a new discipline. **Sustainability Science**, 1, n. 1, Outubro 2006. 1-6.

KONRAD, K. A.; THUM, M. **The Role of Economic Policy in Climate Change Adaptation**. CESifo Economic Studies. Oxford, p. 32-61. 2013. (60).

KRAUSE, K.; CHERMAK, J. M.; BROOKSHIRE, D. S. The Demand for Water: Consumer Response to Scarcity. **Journal of Regulatory Economics**, 23, n. 2, 2003. 167-191.

LANDRY, C.; ANDERSON, T. The Rising Tide of Water Markets. **ITT Industries Guidebook to Global Water Issues**, 2000.

LE GRAND, J. Equity Versus Efficiency: The Elusive Trade-Off. **Ethics**, 100, Abr. 1990. 554-568. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2381808>>.

LE MOIGNE, G.; DINAR, A.; GILTNER, S. **Principles for the allocation of water among economic sectors**. CIHEAM International Seminar on Economic aspects of water management in the Mediterranean Area. Marrakech, Morocco: [s.n.]. 1995.

LIBECAP, G. D. Water Rights and Markets in the U.S. Semi Arid West: Efficiency and Equity Issues. **SSRN Electronic Journal**, Dezembro 2010.

LINTON, J. Diffusion of innovations. **Circuits Assembly**, 9, n. 4, Abril 1998. 24-28.

LIU, J.; SAVENIJE, H. H. G.; XU, J. Water as an economic good and water tariff design: Comparison between IBT-con and IRT-cap. **Physics and Chemistry of the Earth**, 28, 2003. 209-217.

LIVINGSTON, M. L. Designing water institutions: Market failures and institutional response. **Water Resources Management**, 9, 1995.

LOWNDES, V. Something old, something new, something borrowed. How institutions change (and stay the same) in local governance. **Policy Studies**, 26, n. 3/4, Setembro 2005. 291-309.

LOWNDES, V.; LEACH, S. Understanding Local Political Leadership: Constitutions, Contexts and Capabilities. **Local Government Studies**, 30, n. 4, 2004. 557-575.

MACHADO, P. A. L. **Recursos hídricos**. São Paulo: Malheiros, 2002.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 19ª. ed. São Paulo: Malheiros, 2011.

MAMADOUH, V.; DE JONG, M.; LALENIS, K. An introduction to institutional transplantation. In: MAMADOUH, V.; DE JONG, M.; LALENIS, K. **The Theory and Practice of Institutional Transplantation**. Dordrecht: Kluwer, 2002. p. 1-16.

MANKIN, J. S. et al. The potential for snow to supply human water demand in the present and future. **Environmental Research Letters**, 10, 2015.

MANKIW, N. G. Smart Taxes: An Open Invitation to Join the Pigou Club. **Eastern Economic Journal**, 35, 2009. 14-23.

MAYBERRY, C. Adaptive Water Management: Alternatives to Close the Supply-Demand Gap in the Northern Colorado Water Conservancy District. **Undergraduate Honors Theses**, 2015. Paper 861.

MAYER, P. et al. **Water Budgets and Rate Structures: Innovative Management Tools**. American Water Works Association. [S.I.]. 2008.

MCCANN, E.; WARD, K. Policy Assemblages, Mobilities and Mutations: Toward a Multidisciplinary Conversation. **Political Studies Review**, 10, n. 3, 2012. 325-332.

MCCORMICK, Z. Institutional barriers to water marketing in the West. **Water Resources Bulletin**, 30, n. 6, 1994.

MCGINNIS, M. D. **An Introduction to IAD and the Language of the Ostrom Workshop: A Simple Guide to a Complex Framework for the Analysis of Institutions and Their Development**. School of Public and Environmental Affairs: Indiana University. Bloomington, Indiana, p. 29. 2011.

MCGLADE, C. Parched: Arizona's shrinking aquifers. **The Republic**, Phoenix, AZ, Março 2015.

MCKAY, J. Water institutional reforms in Australia. **Water Policy**, 7, 2005. 35-52.

MCKEAN, M. A. **Common Property: What Is It, What Is It Good For, and What Makes It Work?** Bloomington, IN. 1996.

MCLEOD, A.; FORD, M. **Entrevista realizada em 18 de Maio de 2016**. Murray-Darling Basin Authority. Canberra. 2016.

MDBA. **Guide to the proposed Basin Plan - Technical Background**. Murray-Darling Basin Authority. Canberra, p. 464. 2010.

MDBA. **Basin Plan**. Murray-Darling Basin Authority. Canberra, p. 265. 2012a.

MDBA. **Guidelines for Water Trading Rules: Rules for irrigation infrastructure operators**. Murray-Darling Basin Authority. Canberra, p. 15. 2014a.

MDBA. **Basin-wide environmental watering strategy**. Murray-Darling Basin Authority. Canberra, p. 125. 2014c.

MDBA. Discover the Basin. **Murray-Darling Basin Authority**, 2016b. Disponível em: <<http://www.mdba.gov.au/>>. Acesso em: 16 Abril 2016.

MDBA. Managing water: Environmental water. **Murray-Darling Basin Authority**, 2016c. Disponível em: <<http://www.mdba.gov.au/managing-water/environmental-water>>. Acesso em: 6 Maio 2016.

MDBA. Water in storages – southern Basin. **Murray-Darling Basin Authority**, 2016d. Disponível em: <<http://www.mdba.gov.au/managing-water/water-storage/southern>>. Acesso em: 16 Abril 2016.

MEGDAL, S. B.; DILLON, P.; SEASHOLES, K. Water Banks: Using Managed Aquifer Recharge to Meet Water Policy Objectives. **Water**, 6, 2014. 1500-1514.

MEIRELLES, H. L. **Direito Administrativo Brasileiro**. 26ª. ed. São Paulo: Malheiros, 2001.

MERRETT, S. The political economy of water abstraction charges. **Review of Political Economy**, 11, n. 4, 1999. 431-442.

MILTON Friedman Speaks: Lecture 09: The Energy Crisis: A Humane Solution. Produção: Bob Chitester. Interpretes: Milton Friedman. [S.l.]: The Idea Channel. 1978.

MONTEIRO, W. D. B. **Curso de Direito Civil - Parte geral**. 44ª. ed. São Paulo: Saraiva, 1996.

MONTGINOUL, M. **Lay perception of water markets: Lessons learnt from mini-debates with citizens**. Irstea; UMR G-EAU; IWRM-NET. Montpellier, p. 12. 2014.

MOSSBERGER, K.; WOLMAN, H. Policy Transfer as a Form of Prospective Policy Evaluation: Challenges and Recommendations. **Public Administration Review**, 63, n. 4, Jul-Ago 2003. 428-440.

MUKAI, T. **Direito ambiental sistematizado**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2002.

MUSGRAVE, R. A. Merit Goods. In: DURLAUF, S. N.; BLUME, L. E. **The New Palgrave Dictionary of Economics**. 2ª. ed. Londres: Palgrave Macmillan, 2008.

MWD. **Palo Verde Land Management, Crop Rotation and Water Supply Program. At a glance..** [S.l.]. 2013.

MWD. About Your Water: Sources Of Supply: Imported. **The Metropolitan Water District of Southern California**, 2015. Disponível em: <<http://www.mwdh2o.com/AboutYourWater/Sources%20Of%20Supply/Pages/Imported.aspx>>. Acesso em: 21 Agosto 2016.

MWR. **Pilot Experiences of Establishing a Water-saving Society in China**. Ministry of Water Resources. Beijing City, China. 2004.

NATIONAL WATER COMMISSION. **Water markets in Australia: a short history**. NWC. Canberra, p. 155. 2011b.

NATIONAL WATER COMMISSION. **The impacts of water trading in the southern Murray–Darling Basin between 2006–07 and 2010–11**. NWC. Canberra, p. 280. 2012.

NATIONAL WATER COMMISSION. **Australian water markets: trends and drivers 2007–08 to 2011–12**. NWC. Canberra. 2013.

NATIONAL WATER COMMISSION. **Australian water markets: trends and drivers 2007–08 to 2012–13**. NWC. Canberra, p. 133. 2014a.

NATIONAL WATER COMMISSION. **Australia's water blueprint: national reform assessment 2014 – Part One**. NWC. Canberra, p. 160. 2014b.

NCWCD. **Annual Carryover Program (ACP)**. Northern Colorado Water Conservancy District. Berthoud, CO, p. 17. 2004.

NCWCD. **The Colorado-Big Thompson Project: Historical, logistical and political aspects of this pioneering water-delivery system**. Northern Colorado Water Conservancy District. Berthoud, CO, p. 24. 2013.

NCWCD. **Colorado-Big Thompson Project: Quota Declarations**. Northern Colorado Water Conservancy District. Berthoud, CO, p. 2. 2015a.

NCWCD. **Strategic Plan: 2015**. Northern Colorado Water Conservancy District. Berthoud, CO. 2015b.

NCWCD. Allottee Information: C-BT Project Quota. **Northern Water**, 2016a. Disponível em: <<http://www.northernwater.org/AllotteeInformation/C-BTQuota.aspx>>. Acesso em: 2 Junho 2016.

NCWCD. Allottee Information: C-BT Project Rental Water. **Northern Water**, 2016b. Disponível em: <<http://www.northernwater.org/AllotteeInformation/RentalWater.aspx>>. Acesso em: 03 Junho 2016.

NCWCD. Water Projects: Colorado-Big Thompson Project. **Northern Water**, 2016c. Disponível em: <<http://www.northernwater.org/WaterProjects/C-BTProject.aspx>>. Acesso em: 2 Junho 2016.

NERA. **Tradable Permits for Water Use: An Overview of Concepts and Experience**. National Economic Research Associates, Inc. Calgary, Alberta & Cambridge, Massachusetts. 1992.

NEW ZEALAND MINISTRY FOR PRIMARY INDUSTRIES. Quota Management System. **NZ Fisheries InfoSite**, 2009. Disponível em: <<http://fs.fish.govt.nz/Page.aspx?pk=81&tk=400>>. Acesso em: 16 Novembro 2015.

NORTH, D. **Institutions, institutional change and economic performance**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1990.

NPR. Saudi Hay Farm In Arizona Tests State's Supply Of Groundwater. **National Public Radio**, 2015. Disponível em: <<http://www.npr.org/sections/thesalt/2015/11/02/453885642/saudi-hay-farm-in-arizona-tests-states-supply-of-groundwater>>. Acesso em: 19 Novembro 2015.

NSW-DPI. **Drivers of Climate Variability in the Murray Darling Basin**. New South Wales Government: Department of Primary Industries. Orange, New South Wales, p. 4. 2011.

O'DONNELL, M.; COLBY, B. **Water Banks: A Tool for Enhancing Water Supply Reliability**. Department of Agricultural and Resource Economics - The University of Arizona. Tucson, p. 25. 2010.

OAKERSON, R. J. Analyzing the Commons: A Framework. In: BROMLEY, D. W. **Making the Commons Work: Theory, Practice, and Policy**. San Francisco, CA: Institute for Contemporary Studies, 1992.

O'CONNOR, D. Applying economic instruments in developing countries: from theory to implementation. **Environment and Development Economics**, Paris, França, 4, 1998. 91-110.

OECD. **Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities - Spain Country Profile**. OECD. Paris, p. 7. 2015b.

OLMSTEAD, S. M.; STAVINS, R. N. **Managing Water Demand: Price vs. Non-Price Conservation Programs**. Pioneer Institute. Boston, MA, p. 47. 2007.

OMNR. **Review and evaluation of aquatic ecosystem classifications worldwide**. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario, p. 81. 2013.

OSTROM, E. **Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.

OSTROM, E. The institutional analysis and development framework. In: LOEHMAN, E. T.; KILGOUR, D. M. **Designing Institutions for Environmental and Resource Management**. Cheltenham: Edward Elgar, 1998. p. 68-90.

OSTROM, E. **Developing a method for analyzing institutional change**. Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University. Bloomington, IN, p. 57. 2007.

OSTROM, E. **Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems**. Workshop in Political Theory and Policy Analysis. Bloomington, IN & Tempe, AZ: Indiana University; Center for the Study of Institutional Diversity. 2009. p. 408-444.

OSTROM, E. Background on the institutional analysis and development framework. **The Policy Studies Journal**, 39, n. 1, 2011. 7-27.

OSTROM, E.; GARDNER, R.; WALKER, J. **Rules, Games, and Common-Pool Resources**. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press, 1994.

OSTROM, E.; OSTROM, V. The Quest for Meaning in Public Choice. **American Journal of Economics and Sociology**, 63, n. 1, Janeiro 2004. 105-147.

PALOMO-HIERRO, S. **Entrevista realizada no dia 15 de Junho de 2016**. Universidad de Córdoba. Córdoba.

2016.

PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. Actividad de los mercados formales de agua en España (1999-2014). In: GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J. **Los mercados de agua en España: presente y perspectivas**. Almería: Cajamar Caja Rural, 2016. p. 69-93.

PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; RIESGO, L. Water Markets in Spain: Performance and Challenges. **Water**, 7, 2015. 652-678.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. Renewable resources. In: PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press, 1990a. Cap. 16, p. 241-261.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. Exhaustible Resources. In: PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press, 1990b. Cap. 18, p. 271-287.

PERRY, C. J.; ROCK, M.; SECKLER, D. **Water as an economic good: a solution, or a problem?** International Irrigation Management Institute. Colombo, Sri Lanka. 1997.

PERRY, T. Palo Verde Valley farmers and MWD find fallowing deal a win-win, so far. **Los Angeles Times**, Blythe, 15 August 2015.

POLSKI, M. M.; OSTROM, E. An Institutional Framework for Policy Analysis and Design. **Workshop in Political Theory and Policy Analysis**, Bloomington, Indiana, 1999. 1-49.

POMPEU, C. T. **Curso: Direito de Águas no Brasil**. Brasília: Auditório Comandante Roy, 2002.

POMPEU, C. T. **Direito de Águas no Brasil**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2006.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, 22, n. 63, 2008.

PORTO, M.; KELMAN, J. Water Resources Policy in Brazil. **Rivers – Studies in the Science Environmental Policy and Law of Instream Flow**, 7, n. 3, 2000.

PPIC. **California's Water Market, By the Numbers: Update 2012**. Public Policy Institute of California. San Francisco, CA, p. 48. 2012.

PRITCHETT, L. **A Lecture on the Political Economy of Targeted Safety Nets**. Kennedy School of Government Harvard and World Bank. Washington, D.C., p. 47. 2005.

PVID & MWD. **Forbearance and Fallowing Program Agreement**. [S.l.]. 2004.

PVID. About us. **Palo Verde Irrigation District**, 2015a. Disponível em: <<http://www.pvid.org/about.html>>. Acesso em: 28 Junho 2016.

PVID. PVID Crop Report. **Palo Verde Irrigation District**, 2015b. Disponível em: <<http://www.pvid.org/cropreport.html>>. Acesso em: 28 Junho 2016.

PVID; MWD; BOR. **Calendar Year 2013 - Fallow Land Verification Report**. [S.l.]. 2014.

REY, D.; GARRIDO, A.; CALATRAVA, J. Water markets in Spain: Meeting twenty-first century challenges with twentieth century regulations. In: EASTER, W. K.; HUANG, Q. **Water markets for the 21st century - What have we learned?** Dordrecht: Springer, 2014. p. 127-147.

REYNAUD, A.; RENZETTI, S. **Micro-Economic Analysis of the Impact of Pricing Structures on Residential Water Demand in Canada**. Environment Canada. [S.l.]. 2004.

RICHEY, A. S. et al. Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. **Water Resources Research**, 51, 2015. 5217-5238.

RIJSBERMAN, F. Water scarcity: Fact or fiction? **Agricultural Water Management**, 80, 2006. 5-22.

ROBBINS, L. **An Essay on the Nature and Significance of Economic Science**. Londres: MacMillan, 1935.

ROBERTSON, D. B. Political Conflict and Lesson-Drawing. **Journal of Public Policy**, 11, n. 1, 1991. 55-78.

RODRIK, D. Second-Best Institutions. **American Economic Review**, 98, n. 2, Maio 2008. 100-104.

RODRIK, D. What Use Are Economists? **Project Syndicate**, 2013. Disponível em: <<https://www.project-syndicate.org/commentary/the-provisional-nature-of-economic-research-by-dani-rodrik?barrier=true>>. Acesso em: 20 Maio 2016.

ROGERS, E. M. Innovativeness and adopter categories. In: ROGERS, E. M. **Diffusion of innovations**. 3ª. ed. Nova Iorque; Londres: The Free Press, 1983. Cap. 7, p. 241-269.

ROGERS, P.; SILVA, R. D.; BHATIA, R. Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. **Water Policy**, 4, 2002. 1-17.

ROSE, R. What Is Lesson-Drawing? **Journal of Public Policy**, 11, n. 1, Jan-Mar 1991. 3-30.

ROSE, R. **Lesson-drawing in public policy**. Chatham: Chatham House Publishers, 1993.

ROSEGRANT, M. W.; GAZMURI, R. **Reforming water allocation policy through markets in tradable water rights: lessons from Chile, Mexico, and California**. Environment and Production Technology Division, International Food Policy Research Institute. Washington, D.C. 1994.

ROSEGRANT, M. W.; SCHLEYER, R. G. **Tradable water rights: Experiences in reforming water allocation policy**. Irrigation Support Project for Asia and the Near East. US Agency for International Development. Washington D.C. 1994.

ROWE, G.; WRIGHT, G. The Delphi technique as a forecasting tool: issues and analysis. **International Journal of Forecasting**, 15, 1999. 353-375.

SCHEWE, J. et al. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 4 Março 2014. 3245-3250.

SCHLAGER, E. A comparison of frameworks, theories, and models of policy processes. In: SABATIER, P. A. **Theories of the Policy Process**. Boulder, CO: Westview Press, 1999.

SEMITROPIC. What is groundwater banking? **Semitropic Water Storage District**, 2004. Disponível em: <<http://www.semitropic.com/GndwtrBankFAQs.htm>>. Acesso em: 23 Novembro 2015.

SHI, T. Simplifying complexity: Rationalising water entitlements in the Southern Connected River Murray System, Australia. **Agricultural Water Management**, 86, 2006. 229-239.

SILVA, J. A. D. **Curso de Direito Constitucional Positivo**. São Paulo: Malheiros, 2006.

SIMPSON, L. D. Conditions for successful water marketing. In: LE MOIGNE, G., et al. **Water Policy and Water Markets**. Washington D.C.: The World Bank, v. World Bank Technical Paper No 249, 1994.

SMAJGL, A.; LEITCH, A.; LYNAM, T. **Outback Institutions: An application of the Institutional Analysis and Development (IAD) framework to four case studies in Australia's outback**. Desert Knowledge Co-operative Research Centre. Alice Springs, p. 181. 2009.

SMITH, E. **PVID/MWD Land Management, Crop Rotation and Water Supply Program**. Palo Verde Irrigation District. Blythe, CA, p. 21. 2011.

SOUZA, M. D. **Entrevista realizada em 28 de Maio de 2016**. Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO). Roma. 2016.

SOUZA, M. M. D. S. A dominialidade das águas e a questão das fontes situadas em propriedade privada. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande, XII, n. 63, Abril 2009.

SQUILLACE, M. Water Transfers for a Changing Climate. **National Resources Journal**, 53, 2013. 55-116.

SQUILLACE, M. **Entrevista realizada no dia 07 de Junho de 2016**. University of Colorado Law School. Boulder, CO. 2016. Entrevista realizada via Skype (07 de Junho de 2016).

SQUILLACE, M.; MCLEOD, A. Marketing Conserved Water. **Environmental Law**, 46, n. 1, 2016.

STAVINS, R. N. Harnessing Market Forces to Protect the Environment. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, 31, n. 1, 1989. 5-35.

STAVINS, R. N. Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice. **Journal of Environmental Economics and Management**, 30, 1996. 218-232.

STAVINS, R. N. Experience with market-based environmental policy instruments. In: MÄLER, K.-G.; VINCENT, J. R. **Handbook of environmental economics**. 1ª. ed. Amsterdam: Elsevier Science B.V., v. 1: Environmental degradation and institutional responses, 2003. Cap. 9, p. 355-422.

STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. A eficiência dos mercados de concorrência perfeita. In: STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. **Introdução à microeconomia**. tradução [da 3. ed. original]. ed. Rio de Janeiro: Campus, 2003a. Cap. 10.

STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. Introdução aos mercados imperfeitos. In: STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. **Introdução à microeconomia**. tradução [da 3. ed. original]. ed. Rio de Janeiro: Campus, 2003b. Cap. 11.

STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. O setor público. In: STIGLITZ, J. E.; WALSH, C. E. **Introdução à microeconomia**. tradução [da 3. ed. original]. ed. Rio de Janeiro: Campus, 2003c. Cap. 16.

STONE, D. **Learning Lessons, Policy Transfer and the International Diffusion of Policy Ideas**. Centre for the Study of Globalisation and Regionalisation. Coventry, U.K., p. 41. 2001.

STRATOS. **Economic Instruments for Environmental Protection and Conservation: Lessons for Canada**. Stratos Inc. [S.l.]. 2003. Disponível em: <http://www.pco-bcp.gc.ca/smartreg-regint/en/06/01/su-11.html>.

SWAINSON, R.; LOE, R. C. D. The Importance of Context in Relation to Policy Transfer: a Case Study of Environmental Water Allocation in Australia. **Environmental Policy and Governance**, 21, 2011. 58-69.

SWRCB. The Water Rights Process. **California Environmental Protection Agency**: State Water Resources Control Board, 2016. Disponível em: <http://www.waterboards.ca.gov/waterrights/board_info/water_rights_process.shtml>. Acesso em: 28 Junho 2016.

TAN, P. L. An historical introduction to water reform in NSW—1975 to 1994. **Environmental and Planning Law Journal**, 19, n. 6, 2002. 445-460.

THALER, R. H.; SUSTEIN, C. R. **Nudge: Improving Decisions About Health, Wealth, and Happiness**. New Haven, Connecticut. 2008.

THIEL, A.; ADAMSEGED, M. E.; BAAKE, C. Evaluating an instrument for institutional crafting: How Ostrom's social-ecological systems framework is applied. **Environmental Science & Policy**, 53, 2015. 152-164.

THOBANI, M. Formal Water Markets: Why, When and How to Introduce Tradable Water Rights. **The World Bank Research Observer**, 12, n. 2, Agosto 1997. 161-79.

TIETENBERG, T. H. Using Economic Incentives to Maintain Our Environment. **Challenge**, 33, n. 2, March/April 1990. 42-46.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. **Environmental & natural resource economics**. 9. ed. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Education, Inc, 2012.

TISDELL, C.; ROY, K. Good governance, property rights and sustainable resource use. **The South African Journal of Economics**, 65, n. 1, 1997.

TISDELL, J. G.; WARD, J. R. Attitudes Towards Water Markets: An Australian Case Study. **Society and Natural Resources**, 16, n. 1, 2003. 61-75.

TIWARI, D.; DINAR, A. **Role and use of economic incentives in irrigated agriculture**. Banco Mundial. Washington, DC, p. 75. 2001.

TUROFF, M. The Policy Delphi. In: TUROFF, M.; LINSTONE, H. **The Delphi Method: Techniques and Applications**. Addison-Wesley Educational Publishers Inc: Boston, MA, 2002. Cap. III.B.1, p. 80-96.

TURTON, A. R. **A strategic decision-makers guide to virtual water**. Pretoria. 2002.

U.S. BUREAU OF RECLAMATION. The Laws of the River. **Lower Colorado River**, 2016b. Disponível em: <<http://www.usbr.gov/lc/region/g1000/lawofrvr.html>>. Acesso em: 28 Maio 2016.

U.S. CENSUS BUREAU. Topics: Population. **United States Census Bureau**, 2015. Disponível em: <<http://www.census.gov/topics/population/data.html>>. Acesso em: 07 Junho 2016.

U.S. CONGRESS. **Public Law 90-537: To authorize the construction, operation, and maintenance of the Colorado River Basin project, and for other purposes**. Senate and House of Representative of the United States of America. Washington, DC, p. 16. 1968.

U.S. EPA. **Guidelines for Preparing Economic Analyses**. National Center for Environmental Economics: Office of Policy, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, p. 302. 2014.

UN WATER. **Water scarcity factsheet**. UN Water. Geneva. 2013.

VEWH. About the Victorian Environmental Water Holder. **Victorian Environmental Water Holder**, 2016. Disponível em: <<http://www.vewh.vic.gov.au/about-us>>. Acesso em: 06 Maio 2016.

VICTORIAN GOVERNMENT. **Our water, our future: securing our water future together: Victorian government White Paper**. Department of Sustainability and Environment. Melbourne. 2004.

VICTORIAN WATER REGISTER. About water entitlements: Water shares. **Victorian Water Register**, 2016. Disponível em: <<http://waterregister.vic.gov.au/water-entitlements/about-entitlements/water-shares>>. Acesso em: 13 Junho 2016.

WATER ACCOUNTING STANDARDS BOARD. **Water Accounting Conceptual Framework for the Preparation and Presentation of General Purpose Water Accounting Reports**. Commonwealth of Australia. Canberra, p. 58. 2014.

WATER EDUCATION & AZ WATER. **The Layperson's Guide to Arizona Water**. Water Education Foundation & Water Resources Research Center at The University of Arizona. Sacramento, CA; Phoenix, AZ, p. 30. 2007.

WATERFIND AUSTRALIA. About Waterfind. **Waterfind Australia**, 2015. Disponível em: <<http://www.waterfind.com.au/about/>>. Acesso em: 25 Novembro 2015.

WCED. **Our Common Future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WEITZMAN, M. L. Prices vs. Quantities. **Review of Economic Studies**, 41, 1974. 477-491.

WESTGOV E WSWC. **Water Transfers in the West: Projects, Trends, and Leading Practices in Voluntary Water Trading**. The Western Governors' Association; Western States Water Council. Denver, CO; Murray, UT, p. 146. 2012.

WESTWATER RESEARCH. **Water Market Insider: Colorado, Q1, 2016**. WestWater Research. Boise, Idaho & Phoenix, Arizona, p. 4. 2016.

WHEELER, S. A. Insights, lessons and benefits from improved regional water security and integration in Australia. **Water Resources and Economics**, 8, 2014. 57-78.

WHEELER, S. A.; CHEESMAN, J. Key Findings from a Survey of Sellers to the Restoring the Balance Programme. **Economic Papers**, Willoughby, NSW, 32, n. 3, Setembro 2013. 340-352.

WHEELER, S. et al. Who trades water allocations? Evidence of the characteristics of early adopters in the Goulburn–Murray irrigation district, Australia. **Agricultural Economics**, 40, 2009. 631-643.

WHEELER, S. et al. Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray–Darling Basin, Australia. **Journal of Hydrology**, 518, 2014. 28-41.

WILLIAMSON, O. E. **The economic institutions of capitalism**. Nova Iorque e Londres: The Free Press, 1985.

WIND, B. D. **Entrevista realizada em 16 de Junho de 2016**. Northern Colorado Water Conservancy District. Berthoud, CO. 2016.

WRCC. **Climate of California**. Western Regional Climate Center. [S.l.], p. 5. 2016.

YANG, H.; ZEHNDER, A. "Virtual water": An unfolding concept in integrated water resources management. **Water Resources Research**, 43, 2007.

YOUNG, M. **The Murray-Darling Basin**. The Environment Institute, The University of Adelaide. Adelaide, Australia. 2011.

YOUNG, M. C. F.; YOUNG, C. E. F. **Aspectos jurídicos do uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental: a nova política de recursos hídricos no Brasil**. Grupo de Economia do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - GEMA (UFRJ). Rio de Janeiro, p. 21. 1999.

ZAFFOS, J. **Managing Agriculture and Water Scarcity in Colorado (and Beyond)**. Colorado Foundation for Water Education. Denver, CO, p. 17. 2015.

ZARNIKAU, J. Spot market pricing of water resources and efficient means of rationing water resources during scarcity. **Resource and Energy Economics**, 16, n. 3, 1994. 189-210.

ZETLAND, D. Colorado River Aqueduct. In: DANVER, S. L.; BURCH, J. R. **Encyclopedia of Water Politics and Policy in The United States**. Washington D.C.: CQ Press/SAGE, 2011a. p. 420-421.

ZETLAND, D. The beginning of the end. In: ZETLAND, D. **The End of Abundance**: economic solutions to water scarcity. Edição digital 1.2. ed. Amsterdam; Mission Viejo: Aguanomics Press, 2011b. p. 2-23.

ZETLAND, D. The beginning of the end. In: ZETLAND, D. **The End of Abundance**: economic solutions to water scarcity. Edição digital 1.2. ed. Amsterdam; Mission Viejo: Aguanomics Press, 2011b. p. 2-23.

ZETLAND, D. **Living with Water Scarcity**. Versão em PDF. ed. Amsterdam; Mission Viejo; Vancouver: Aguanomics Press, 2014.

ZHANG, J. Barriers to water markets in the Heihe River basin in northwest China. **Agricultural water management**, 2007. 32-40.

