

Análise de decisão hidroeconômica na alocação de água para abastecimento urbano em sistemas complexos de reservatórios

Hydro-economic decision analysis to urban water allocation in complex reservoir systems

• **Data de entrada:**

25/10/2019

• **Data de aprovação:**

20/12/2019

William Dantas Vichete^{1*} | Arisvaldo Vieira Mélo Júnior¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.035>

ORCID ID

Vichete WD  <https://orcid.org/0000-0003-1225-1037>

Mélo Júnior, AV  <https://orcid.org/0000-0001-7110-3128>

Resumo

A escassez de água em regiões densamente urbanizadas gera disputa na alocação da água em reservatórios para o abastecimento urbano. Nesse artigo foi utilizada uma metodologia proposta para a definição do custo da escassez da água e posterior utilização em um modelo hidroeconômico de alocação de água. Como exemplo, foi utilizado o Sistema Cantareira em um estudo de caso. O modelo hidroeconômico apresentou a maior disponibilidade de água para as vazões urbanas demandadas e maior volume *per capita* armazenado nos reservatórios. A metodologia proposta pode promover a sustentabilidade econômica das companhias de saneamento. O benefício econômico regional obtido somente para o abastecimento urbano é de cerca de R\$ 3 bilhões (média anual) na região de estudo.

Palavras-chave: Sustentabilidade financeira. Sistema de suporte à decisão. Custo da escassez hídrica. Curva de demanda hídrica. Planejamento em recursos hídricos.

Abstract

Water scarcity in densely urbanized regions leads to disputes over water allocation in reservoirs for urban supply. In this paper, we proposed a methodology to define the cost of water scarcity and subsequent use in the hydroeconomic model of water allocation. As an example, the Cantareira System was used in a case study. The hydroeconomic model has the highest water availability for demanded urban discharge and the largest per capita volume stored in reservoirs. The proposed methodology could improve the sanitation companies to archive the economic sustainability. The regional economic benefit only for urban supply is around R\$ 3 billion (annual average) in the region of study.

Keywords: *Financial sustainability. Decision support system. Water scarcity cost. Demand water curve. Water resources planning.*

¹ Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - São Paulo - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** williamvichete@usp.br.

1 INTRODUÇÃO

No gerenciamento dos recursos hídricos, a alocação da água pode ser configurada como uma tomada de decisão, cabendo ao gestor dos recursos hídricos a importante tarefa de decidir quanto às regras e ações para o atendimento das vazões necessárias para os múltiplos setores usuários (Braga, 2016; Kelman, 2015; Jones, 2014; De Carvalho, 2009). Na última década, desenvolveram-se os sistemas de suporte à decisão (SSD) para auxiliar nas tomadas de decisão quanto à alocação de água (Othman et al. 2008; Billerbeck, 2018; Jenkins, 2004; Ward e Pulido, 2008; Kahil, 2016; Labsid, 2013; De Moraes, 2015; De Carvalho, Silva, 2017; Mello Junior, 1999 e 2003, Silva et al. 2017). No entanto, devido à escassez hídrica de algumas regiões, as pressões econômicas impõem à sociedade a tomada de decisão sobre a alocação da água com base em parâmetros econômicos e financeiros (Torres, 2016; Harou, 2009, De Moraes, 2015). Para incorporar os aspectos econômicos na alocação de água para o gerenciamento dos recursos hídricos, desenvolveram-se diversos SSD, denominados hidroeconômicos (Baltar, 2001; De Moraes, 2015; Harou, 2009).

Os sistemas de suporte à decisão (SSD) hidroeconômicos levam em consideração a teoria econômica neoclássica de bem-estar (Hartmann, 2010). A teoria neoclássica considera que o bem possui uma utilidade variável em relação ao seu valor, ou seja, é considerado o custo da sua escassez. A inclusão do custo da escassez da água nos modelos de otimização para alocação da água implica em diferentes condições na operação das infraestruturas hídricas (De Moraes, 2015; Harou 2009). Os SSD hidroeconômicos apresentam mais uma variável que o tomador de decisão pode levar em consideração no processo de tomada de decisão, principalmente em períodos de elevada escassez hídrica, onde os conflitos se tornam mais evidentes (Kelman, 2015).

O objetivo deste artigo é realizar a otimização da alocação de água em sistemas complexos de reservatórios por meio de um modelo hidroeconômico e um modelo de alocação por prioridade (*priority based*). Para a construção do modelo hidroeconômico de alocação de água, é necessária a utilização de curvas de demanda por água. Neste artigo foram consideradas apenas as vazões demandadas para o abastecimento urbano.

Neste artigo é proposta uma metodologia para a definição de uma tarifa média de escassez da água em função dos déficits nas vazões urbanas demandadas. Foi utilizado o Sistema Cantareira em um estudo de caso, e também a série histórica de 87 anos de vazões e que abrange o período seco de 2014 a 2016. O SSD hidroeconômico apresentou uma troca (*trade-off*) entre alocar água nos reservatórios e no despacho de vazões para atender às vazões demandadas para abastecimento urbano, quando comparado com o modelo de alocação por prioridade (*priority based*).

2 METODOLOGIA

A construção do modelo hidroeconômico de alocação de água para abastecimento urbano do Sistema Cantareira foi elaborada com base na metodologia proposta para determinação da curva de demanda. A curva de demanda utilizada levou em consideração em sua determinação uma tarifa de escassez hídrica proposta conforme o déficit de água no sistema. A partir dessa tarifa de escassez, foi construída a curva de demanda por água, denominada neste artigo como curva de prejuízo evitado. O prejuízo evitado, por sua vez, pode ser considerado como benefício aferido para cada alternativa proposta no sistema.

A disponibilidade hídrica para o abastecimento urbano de água na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), especificamente da população abastecida pelo Sistema Cantareira, foi elaborada com base em indicadores de disponibilidade

hídrica e no volume alocado nos reservatórios em cada cenário considerado. Para a alocação de água nos reservatórios do sistema, em cada cenário foi elaborado um SSD hidroeconômico de alocação de água, e a partir dos seus resultados foi possível determinar os indicadores de disponibilidade de água armazenado no sistema de reservatórios, de água fornecida (*per capita*) e a garantia de vazão mínima para 95% do tempo da série história de dados observados.

Os cenários adotados neste artigo consideraram a adutora de água no reservatório Atibainha (Reversão Jaguari-Atibainha), os reservatórios de Pedreira, Duas Pontes, o reservatório proposto pela Sanasa no Rio Atibaia e o Sistema Adutor Regional PCJ. As análises desenvolvidas partiram do princípio de que a alternativa de implantação do Sistema Adutor Regional PCJ foi a Alternativa 3, conforme o estudo do DAEE¹.

A utilização de um SSD hidroeconômico de alocação de água pode promover a otimização da alocação em sistemas de recursos hídricos complexos (reservatórios, adutoras, captações superficiais) visando maximizar os benefícios econômicos (Schneider e Whitlatch, 1991; Srinivasan, 2017; Momblanch, 2016; Liu, 2015; Davies et al. 2013; Schoengold, 2006).

Os SSD hidroeconômicos para otimização da alocação da água buscam representar um valor econômico da escassez hídrica (Harou, 2009 e Heinz, 2007). Esses modelos vêm sendo utilizado no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos no auxílio para desenvolver novas políticas públicas e para a operação das infraestruturas em recursos hídricos (Lund e Ferreira, 1996; Watkins jr e Moser, 2006; Ward e Pulido-Velazquez, 2008; Maneta, 2007). Os modelos hidroeconômicos de alocação são normalmente utili-

zados para fornecer suporte à tomada de decisão em períodos de escassez hídrica (Jenkins, 2004; Pulido-Velázquez, Andreu e Sahuquillo, 2006; Ward e Pulido-Velazquez, 2008; Maneta, 2007). Esses modelos também são utilizados em regiões que possuem um elevado desenvolvimento econômico e são dependentes do gerenciamento da alocação de água.

Os SSD hidroeconômicos de alocação de água têm implicações em políticas econômicas e políticas públicas e são utilizados em diversas áreas (Harou, 2009): (a) operação e expansão da infraestrutura; (b) alocação de água e impacto no mercado; (c) planejamento com base em mudanças climáticas; (d) desenvolvimento de políticas institucionais para alcançar objetivos sociais, ambientais e econômicos; (e) análises de impactos de políticas econômicas; (f) base para legislação e regulações.

Na busca por referências bibliográficas, foi identificada a existência de estudos para a resolução das questões de transferência de água entre bacias hidrográficas utilizando modelos espaciais de alocação, criação de fundos para suprir déficits hídricos, análises na queda de produção e renda e utilização de algoritmos evolutivos multiobjetivos para otimização entre os setores de usuários (Mohor e Mendiondo, 2017; Roobavnan, 2017; Niayifar e Perona, 2017).

Dentre as referências bibliográficas consultadas que apresentam o estado da arte nas questões da otimização da alocação de água, foi observada a existência de softwares como REALM (Resource Allocation Model), Mike Basin, SADE (Sistema de apoio à decisão espacial) e Global Hydro-economic Model (GHeM) (Pereira et al. 2005; De Moraes et al. 2015; Kahil Tm, 2016). Esses modelos, como no caso do REALM e Mike Basin, não

¹ Avaliação do Impacto das Novas Regras do Sistema Cantareira e Barragem SANASA (http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=2175:sistema-adutor-reginal-pcj--sarpj&catid=3:newsflash)

possuem um módulo de análise hidroeconômico, enquanto o SADE possui esse módulo, porém foi desenvolvido em uma plataforma que possui um custo de utilização. O GHeM apresenta um modelo global de consumo de água e otimização dos benefícios econômicos, sendo utilizado em macro escala (como estados, grandes bacias, países e bacias internacionais).

Os SSD hidroeconômicos apresentados utilizam ferramentas que possuem um custo de utilização e são de difícil acesso ao meio técnico. O SSD Acquanet desenvolvido no Laboratório de Sistema de Suporte à Decisão (Lasid, 2013) é um software generalizado para análise da alocação de água que possui um módulo econômico em sua versão 3.16 (2007). Por isso optou-se pela utilização desse SSD na elaboração do modelo hidroeconômico de alocação de água nos reservatórios do Sistema Cantareira.

O SSD AcquaNet foi inspirado no modelo de rede de fluxo denominado ModSim (Porto, 2006), desenvolvido por Labadie (1990). Modelos de rede de fluxo fazem parte de uma classe de modelos de simulação que possuem um algoritmo de otimização (Porto e Azevedo, 1997). O SSD AcquaNet utiliza o algoritmo *out-of-kilter*, que é uma variação do método simplex e utiliza a técnica prima-dual para minimizar os custos na rede de fluxo representada por nós e arcos (Labsid, 2013).

O algoritmo *out-of-kilter* foi utilizado em diversos modelos operacionais de redes de fluxo, tais como: SIMTLD (Evanson and Mosley, 1970 apud Yeh, 1985), ACRES (Sigvaldason, 1976 apud Yeh, 1985), MODSIM (Labadie, 1993, 1995 e 1998), WASP (Kuczura and Diment, 1988 apud Yeh, 1985), DWRSIM (Chung et al. 1989 apud Yeh, 1985), CRAM (Brendecke et al., 1989 apud Yeh, 1985) e KCOM (Andrews et al. 1992 apud Yeh, 1985). Atualmente, outros algoritmos são utilizados para a otimização de redes de fluxo por meio da programação linear, denominados de

Mínimo Custo de Redes de Fluxo (MCNFP, sigla em inglês); entre eles podem-se citar CS2, MCF, DIMACS, LEMON, PDNET E RELAX IV (Sifaleras, 2016).

No entanto, os algoritmos de otimização citados buscam não somente a otimização das redes de fluxo mas também a eficiência no tempo de resolução das equações envolvidas. Neste artigo, o algoritmo utilizado no módulo econômico do SSD Acquanet atende às necessidades de rede de fluxo do Sistema Cantareira.

O embasamento teórico do módulo econômico do SSD AcquaNet está na economia ambiental, que, de acordo com Nogueira e Medeiros (1998), apresenta que a utilidade da água, em termos econômicos, está relacionada com a satisfação individual decorrente do setor de consumo. O nível de renda do consumidor e o nível de preços do mercado são as restrições para a maximização da utilidade (Baltar, 2001). Em muitos estudos relacionados à água, o consumo decresce à medida em que maiores quantidades são consumidas. Esse aspecto é denominado por uma curva de demanda por água (Fig. 1).

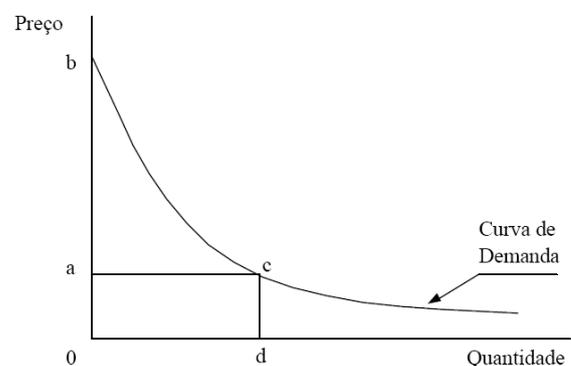


Figura 1 - Curva de Demanda (Fonte: Baltar, 2001)

Alguns autores refutam essa tese quando o bem de consumo é a água, pois não existe um substituto próximo e a variação de preço é pequena para que os estudos econométricos sejam as-

sertivos. Entretanto, foi observado na RMSP um padrão de comportamento dos usuários urbanos em relação ao consumo de água com base em grupos de renda familiar, sustentando a utilização do modelo hidroeconômico proposto neste artigo (Ruijs, 2008).

A seguir são apresentados os processos de cálculos utilizados no SSD Acquanet para a otimização da alocação de água, a determinação da curva de demanda por água para consumo urbano, a caracterização do Sistema Cantareira e a discretização da rede fluxo a ser utilizada, assim como a sua configuração de otimização.

2.1 Otimização da rede de fluxo

O módulo de alocação de água do SSD Acquanet realiza o balanço hídrico de uma rede de fluxo por meio de uma função objetiva (minimização do custo na rede fluxo), para alocar a água nos reservatórios e despachos de vazões para as res-

pectivas vazões demandadas. No seu módulo de alocação por prioridade de atendimento (*priority based*), a minimização do custo da rede é calculada por meio da definição da prioridade da água demandada para cada consumo considerado.

A simulação do modelo se dá por meio da discretização de uma rede de fluxo que busca representar as estruturas hidráulicas, rios, consumos de água, adutoras, elevatórias, entre outros elementos por meio de nós. Esses nós, por sua vez, devem satisfazer, mesmo que de forma simplificada, os reservatórios de água, os canais e adutoras existentes com suas respectivas capacidades de condução de água e o consumo de água pré-determinado na análise. Os consumos podem representar a água demandada para irrigação de uma área agrícola, assim como a água demandada por regiões industriais, consumo urbano e até mesmo a geração de energia. A Fig. 1 representa a discretização de uma rede de fluxo utilizada no SSD Acquanet.

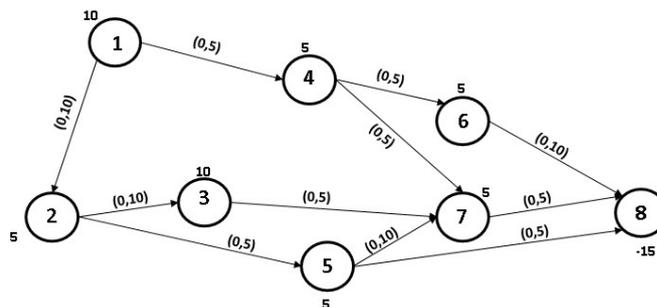


Figura 2 - representação de uma rede de fluxo.

A função objetiva a ser otimizada é dada pela minimização dos custos da rede (Eq. 1).

$$\min \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N C_{ij} \times Q_{ij} \tag{1}$$

Onde:

C_{ij} = o custo no elo ij (determinado pela prioridade de atendimento);

Q_{ij} = a vazão que transita no elo ij.

No caso do modelo hidroeconômico, o custo C_{ij} corresponde a um valor que é dado pela curva de demanda por água do respectivo consumo demandado (ou setor usuário, conforma a discretização), ou seja, esse custo é variável conforme a vazão fornecida pelo SSD.

A Eq. 1 também está sujeita ao balanço de massa em cada nó "j" da rede conservativa (Eq. 2) e sujeita às restrições de capacidade de vazão nos elos (Eq. 3), ou seja, as vazões mínimas e máximas em todos os arcos (I,j) da rede conservativa.

$$\min \sum_{i \in I_j} q_{ij} - \sum_{k \in O_j} q_{ik} \quad (2)$$

$$I_{ij} \leq Q_{ij} \leq S_{ij} \quad (3)$$

Onde:

Q_{ij} = vazão que transita do nó j;

C_{ij} = custo ou prioridade da unidade de vazão que transita entre os nós i e j;

N = número total de nós de rede;

I_{ij} = limite inferior da vazão no arco ij;

S_{ij} = limite superior da vazão no arco ij;

I_j = conjunto de todos os nós com arcos que terminam no nó j; $i \in I_j$ significa que todos os nós i sejam elementos do conjunto I_j ;

O_j = conjunto de todos os nós com os arcos que se originam no nó j.

No módulo de alocação, a prioridade de atendimento pode ser definida para as demandas da rede de fluxo. Nesse módulo, a prioridade de atendimento é determinada pelo usuário e pode variar de 1 a 99 (OPRPi), sendo 1 a maior prioridade para atendimento. Esse custo é inserido pelo usuário e calculado pela Eq. 4.

$$C_{ij} = -(1000 - 10 \cdot OPRPi) \quad (4)$$

No módulo de análise econômica, o custo em cada elo (link) é dado em função da curva de demanda (para o setor usuário em específico). Sendo o custo oriundo da curva de demanda como o valor igual ao valor negativo do seu benefício econômico (Eq. 5) conforme uma curva de demanda inserida pelo usuário (Labsid, 2013).

$$C_{ij} = -B_i \quad (5)$$

Em outros termos, o custo será correspondente ao arco (link) econômico oriundo da curva de demanda por água, referente a cada unidade faixa de vazão (Fig. 3).

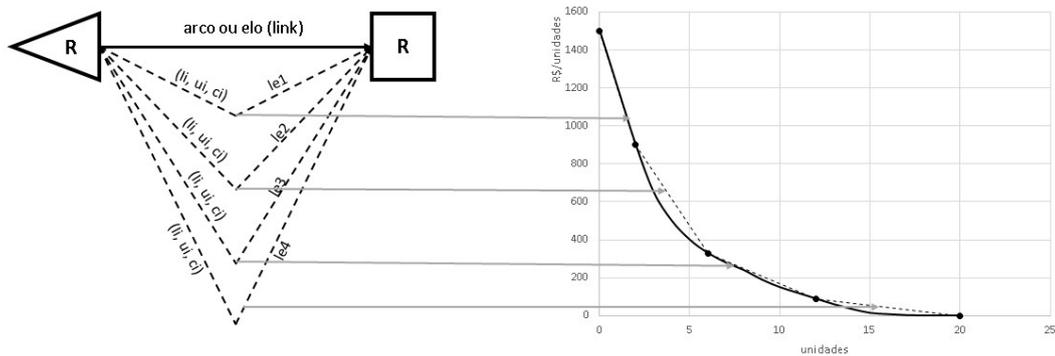


Figura 3 - Arcos econômicos, representando trechos linearizados da curva de benefício marginal

Onde:

l_i = a capacidade mínima do link (m^3/s);

u_i = a capacidade máxima do link (m^3/s);

c_i = o custo mínimo para a faixa respectiva da curva de demanda ($R\$/m^3.s$);

B_i = o benefício.

Além dos valores l_i , u_i e c_i calculados para cada um dos arcos econômicos, é necessário obter também o valor da demanda por água. Esse valor é igual à vazão máxima existente na curva de benefício marginal (Labsid, 2013).

O benefício do arco está associado às faixas linearizadas da curva de demanda econômica por água. O benefício em cada um dos arcos econômicos é obtido dividindo-se o benefício total pela capacidade máxima do trecho respectivo. O valor do benefício total, em cada arco, é igual à integral da curva de benefício marginal calculada no trecho respectivo, cujo valor é numericamente igual à área sob esse mesmo trecho, Baltar (2001). Assim, no arco econômico i , o benefício será dado pela Eq. 6.

$$B_i = \frac{A_i}{u_i} = \frac{(B_i + B_{i+1}) \cdot (u_{i+1} - u_i)}{2} \quad (6)$$

Em ambos os módulos de otimização do SSD (prioridade e econômico) é permitida a utilização dos cálculos da otimização, denominado em *Estados Hidrológicos*. Nas simulações de estados hidrológicos, o SSD faz a consideração dos despachos de vazão com base no estado do sistema de reservatórios escolhidos para utilização dos estados (Labsid, 2013).

O estado hidrológico² é definido como:

$$R = \sum_{i \in H} [S_i + I_i] \quad (7)$$

Onde:

H = conjunto de reservatórios que farão parte do cálculo do estado hidrológico, também chamado de subsistema de reservatórios;

S_i = volume inicial do reservatório i ;

I_i = vazão afluente ao reservatório i .

A definição dos estados hidrológicos é realizada de forma percentual ao volume dos reservatórios, onde o usuário deve fornecer dois valores (x_1 e x_2) que são utilizados para estabelecer, mensalmente, o estado hidrológico do sistema. Esses valores, multiplicados pelo volume total existen-

te no subsistema de reservatórios, definem as fronteiras entre os três estados hidrológicos.

Os estados hidrológicos usualmente são denominados seco, médio e úmido, mas podem ser também chamados de médio, seco e sequíssimo no caso de simulações durante um período de vazões baixas. O estado de menor volume armazenado é chamado de E_1 , o de volume médio de E_2 e o de maior volume de E_3 . Os limites entre os estados E_1 e E_2 e entre os estados E_2 e E_3 são, respectivamente:

$$E_1 E_2 = x_1 \cdot W \quad (8)$$

$$E_2 E_3 = x_2 \cdot W \quad (9)$$

Onde:

$$W = \sum_{i \in H} S_{imax} \quad (10)$$

Os estados hidrológicos são definidos da seguinte forma:

$$E_1: seR < E_1 E_2 \quad (11)$$

$$E_2: seE_1 E_2 \leq R \leq E_2 E_3 \quad (12)$$

$$E_3: seR > E_2 E_3 \quad (13)$$

Quando o usuário escolhe a opção do cálculo em Estados Hidrológicos, deve ser fornecido um valor de prioridade, por estado, para cada reservatório. A opção Estados Hidrológicos aumenta a flexibilidade da simulação, já que os cálculos passam a considerar, mensalmente, o estado do sistema.

O estado hidrológico permite a otimização da rede de fluxo para o módulo de alocação por prioridade e para o módulo econômico. No módulo econômico é possível determinar curvas de demanda para cada estado hidrológico e até

² Equacionamento apresentado no manual do usuário do SSD Acquanet, disponibilizado em <http://www.labsid.eng.br/software.aspx?id=14>

mesmo um custo para a água, respectiva a cada faixa do volume dos reservatórios.

Este artigo, por hora, trata apenas do consumo urbano de água. A seguir é apresentada a metodologia para a construção da curva de demanda por água para consumo urbano conforme a metodologia proposta.

2.2 Curva de demanda por água para consumo urbano

Diversos parâmetros exercem impacto na construção de uma curva de demanda urbana por água. Os principais se concentram na renda dos consumidores, na tarifa de água para uso urbano, no número de habitantes e em fatores climáticos (Foster e Beattie, 1979; Ruijs et al. 2008; Schleich e Hillenbrand, 2009; Chen e Yang, 2009). As curvas de demanda também podem incorporar uma variável do tipo “dummy”³, como no caso da existência de rede de esgoto, ou para caracterizar períodos de racionamento ou escassez hídrica, bem como para temperatura e/ou precipitação, dependendo da região e de como se apresenta o comportamento do consumo perante essas variáveis.

No caso da demanda por água para uso urbano, a elasticidade⁴ é muito maior em climas úmidos do que em climas áridos, mas o preço da água tem um efeito significativo no uso da água em qualquer tipo de região (James e Lee, 1971). Do ponto de vista de uma curva de demanda urbana por água, a elasticidade pode fornecer aspectos

da sensibilidade no consumo com a variação do preço da água (Foster e Beattie, 1979). No entanto, a redução de vazões demandadas para consumo urbano durante períodos de escassez hídrica por meio de instrumentos de incentivos, e de comando e controle, enfrenta dificuldades na sua aceitação. Isso torna difícil obter a sustentabilidade financeira das companhias de saneamento, visto que a maioria das concessões sofre com as restrições de lucro zero (Olmstead et al. 2007).

Por exemplo, em relação à elasticidade do consumo/preço na RMS, a elasticidade do preço da água sob uma função de preços médios e marginais resultou entre -0,45 e -0,50, enquanto a elasticidade da renda foi de 0,39 a 0,42 (Ruijs et al. 2008).

Um dos problemas enfrentados na determinação das curvas de demanda é a incorporação das externalidades ambientais, o que torna difícil a tarefa das concessionárias de realizar o seu planejamento, necessitando de medidas econômicas e financeiras emergenciais para o gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente nos períodos de escassez hídrica.

No modelo hidroeconômico do Sistema Cantareira proposto neste estudo foi utilizada a curva de demanda por água para consumo urbano na RMC e RMS por meio do auxílio da curva de demanda apresentada em Baltar (2001), que utiliza a Eq. 14. Na metodologia proposta neste artigo, o custo da tarifa a ser utilizado será um custo que leve em consideração a variabilidade hidrológica (escassez hídrica), conforme Eq. 15.

$$\ln(C) = 0,24 - 0,57 \cdot \ln(Ct) + 0,32 \cdot \ln(R) + 0,05 \cdot F + 0,56 \cdot DE \quad (14)$$

$$\ln(C_{EH}) = 0,24 - 0,57 \cdot \ln(Ct_{escassez,EH}) + 0,32 \cdot \ln(R) + 0,05 \cdot F + 0,56 \cdot DE \quad (15)$$

³ Variável categórica transformada em valor numérico.

⁴ Variação do consumo em relação a variação do custo.

Onde:

C = o consumo mensal de água em m³;

F = o número de pessoas na família;

R = a renda familiar mensal (R\$);

Ct = o custo por m³ de água;

DE = uma variável *dummy* que indica a existência ou não de esgoto (1 ou 0 respectivamente).

Para a construção da curva de demanda econômica por água para consumo urbano na RMS

SP, a renda média familiar e a população urbana foram obtidas em Seade (2017). O número de ligações de água, o preço médio da tarifa de água para consumo urbano, ligações de água e número de ligações ativas foram obtidos no Sistema Nacional de Informações de Saneamento (Snis, 2017). A Tabela 1 apresenta os dados utilizados para a construção da curva de demanda.

Tabela 1 - Dados utilizados na construção da curva de demanda

Município	População Urbana (hab.)	Renda (R\$/mês)	Demanda Diária (m ³)	Vazão (m ³ /s)	Tarifa média de Água (R\$/m ³)	Economias por Ligação	Ligações de Água	hab/ligação
Americana	231,361.00	2,840.87	57,840.25	0.68	1.89	1.32	81,326.00	2.86
Amparo	69,291.00	2,495.00	17,322.75	0.20	2.02	1.09	24,299.00	2.31
Atibaia	138,351.00	2,664.58	34,587.75	0.41	3.80	1.13	50,792.00	2.50
Bragança Paulista	162,402.00	2,570.66	40,600.50	0.48	3.16	1.17	56,556.00	2.81
Campinas	1,167,192.00	3,709.91	291,798.00	3.45	4.65	1.45	374,907.00	3.10
Hortolândia	226,426.00	4,474.26	56,606.50	0.67	2.89	1.11	75,968.00	2.92
Itatiba	116,365.00	2,841.48	29,091.25	0.34	3.14	1.19	35,110.00	2.80
Jundiaí	403,769.00	3,281.51	100,942.25	1.19	2.80	1.62	114,354.00	3.43
Limeira	294,392.00	2,851.89	73,598.00	0.87	3.60	1.19	103,835.00	2.81
Nazaré Paulista	18,242.00	2,628.27	4,560.50	0.05	3.05	1.03	4,373.00	3.51
Paulínea	102,956.00	4,662.83	25,739.00	0.30	3.61	1.11	37,295.00	2.75
Pedreira	46,081.00	2,133.94	11,520.25	0.14	2.04	1.04	16,078.00	2.87
Piracicaba	387,507.00	3,261.96	96,876.75	1.15	3.63	1.18	157,712.00	2.47
Sumaré	279,151.00	3,744.53	69,787.75	0.82	2.56	1.13	88,866.00	3.04
Valinhos	123,268.00	3,230.16	30,817.00	0.36	2.52	1.46	38,221.00	3.09
Vinhedo	76,178.00	3,211.97	19,044.50	0.23	3.61	1.18	25,064.00	2.90
São Paulo	11,998,090.00	3,954.00	2,999,522.50	33.00	3.70	1.30	3,537,184.00	3.39

A construção da curva de demanda se baseou no custo da escassez da água. Sendo assim, foi considerado um custo de tarifa média que suprisse o déficit de receita das concessionárias de saneamento em cada município considerado, com base no volume de água demandado. A tarifa média da escassez de água adotou um consumo médio de 250 litros/hab.dia⁵ para determinação do volume demandado. Então, a partir desse volume de referência (100% do volume demanda-

do), foi calculada a tarifa média da escassez que suprisse o déficit de receita das concessionárias de abastecimento de água. A tarifa da escassez foi definida em proporcionalidade as faixas de operação do Sistema Cantareira⁶; dessa forma a inclusão das curvas de demanda no SSD hidroeconômico pode ser comparável em relação à fração do volume de água demandada. A Eq. 16 apresenta o cálculo da tarifa média em função da escassez hídrica.

⁵ Foi utilizado um valor médio, já que as variações de consumo e perdas por distribuição são específicas para cada município. O volume de referência adotado atende todos os municípios considerados nas simulações, envolvendo todas as perdas do sistema.

⁶ Conforme a nova regra operacional do sistema de operação em faixas.

$$Ct_{escassez, EH} = \left[\left(\frac{Q_d}{Q_d \cdot Fr_{EH}} \right) \cdot Ct \right] \quad (16)$$

Onde:

$C_{tescassez,EH}$ = a tarifa média com base no déficit de volume definido para cada fração do estado hidrológico considerado em R\$/m³;

C_t = a tarifa média em R\$/m³;

Q_d = a vazão demandada para abastecimento público em m³/s;

Fr_{EH} = a fração respectiva a cada estado hidrológico EH em decimal.

Foram utilizadas as frações de 1, 0.9, 0.8, 0.7, 0.45 e 0.001. A fração 1, que corresponde a 100% da vazão demandada, utilizou a tarifa média já praticada⁷.

A nova regra operacional do Sistema Cantareira foi discretizada em estados hidrológicos no modelo hidroeconômico proposto. As vazões despachadas para a RMSP representam 90%, 80%, 70% e 45% da vazão demandada desse sistema (33 m³/s). Para construir a curva de prejuízo evitado com base na tarifa média de escassez hídrica para todos os municípios considerados, levaram-se em consideração as mesmas frações utilizadas na nova regra operacional do Sistema Cantareira.

Para cada estado hidrológico, foi então determinada a tarifa média de escassez de água para abastecimento urbano e calculado o consumo médio por ligação a partir da Eq. 15. Alguns nós de vazões demandadas utilizados no modelo hidroeconômico consideram o volume demandado para mais de um município. Devido a essa simplificação e à utilização de frações iguais às utilizadas na nova regra operacional do Sistema Cantareira, é possível agregar os prejuízos evitados

para uma única fração do volume demandado e posterior utilização no modelo hidroeconômico. Antes de agregar os valores dos prejuízos evitados, é necessário transformar o prejuízo evitado calculado com base em uma única residência típica, multiplicando pelo total de ligações urbanas respectivo a cada município. A Eq. 17 apresenta esse equacionamento.

A tarifa média utilizada no cálculo da curva internaliza os déficits econômicos devido à escassez hídrica, em relação à tarifa média; isso representa os prejuízos evitados. Minimizar os prejuízos evitados significa maximizar os benefícios econômicos. Os volumes demandados são utilizados em fluxo médio no período de cálculo utilizado (mensal). Entretanto, o SSD utiliza todas as informações e dados na unidade de m³/s. Sendo assim, é necessário realizar a conversão dos valores obtidos nas curvas de prejuízos evitados com base em volumes totais mensais, para uma referência de vazão média mensal.

A determinação do prejuízo evitado para cada fração do volume demandado é convertida em vazão média, representada por R\$/(m³/s). A partir da tarifa média de escassez hídrica pode ser utilizada na Eq. 16 para a determinação do respectivo consumo urbano e posterior determinação do custo da escassez pela Eq. 17.

$$CE_{EH} = \left(\frac{C_{EH} \cdot Ct_{escassez,EH}}{Q_d \cdot Fr_{EH}} \right) \quad (17)$$

Onde:

CEE_H = o custo da escassez para a respectiva fração do estado hidrológico EH em R\$/(m³/s);

C_{EH} = o consumo total de cada município com base no consumo de cada ligação para a fração respectiva ao estado hidrológico EH multiplicado multiplicada pelo total de ligações de água expressa em m³.

⁷ Referente ao ano de 2017.

Tabela 2 - População de cada município e a sua vazão demandada de referência

Demanda	Municípios	População	Demanda Média Diária (m³)	Vazão m³/s	
D1	Bragança Paulista	162,402.00	40600.5	0.470	0.47
D2	Bom Jesus dos Perdões	23025	5756.25	0.067	1.38
	Valinhos	123,268.00	30817	0.357	
	Vinhedo	76,178.00	19044.5	0.220	
	Itatiba	116,365.00	29091.25	0.337	
	Atibaia	138,351.00	34587.75	0.400	
D3	Reversão Jundiá	403,769.00	100942.25	1.200	1.20
D4	RMSP	11,998,090.00	2999522.5	33.000	33.00
D5	Buenópolis	-	-	5.000	5.00
D6	Valinhos monit	-	-	12.000	12.00
D7	Amparo	69,291.00	17322.75	0.200	0.20
	Pedreira	46,081.00	11520.25	0.133	0.13
D8	Jaguariuna	-	0	-	
	Campinas	1,167,192.00	291798	3.377	
	Sumaré	279,151.00	69787.75	0.808	
D9	Hortolândia	226,426.00	56606.5	0.655	1.65
	Petrobras	-	-	0.500	
D10	Paulínea	102,956.00	25739	0.298	0.67
	Limeira	294,392.00	73598	0.852	
	Americana	231,361.00	57840.25	0.669	
D11	Dreno	-	-	999.000	999.00

Fazendo-se os cálculos proporcionais a cada fração de vazão demandada e a sua respectiva tarifa média de escassez com base nas Eq. 15 e 16, foram obtidas as curvas de prejuízos evitados a

serem consideradas no modelo hidroeconômico proposto. A Fig. 4 apresenta as curvas de demanda para cada vazão urbana demandada e discretizada no SSD AcquaNet.

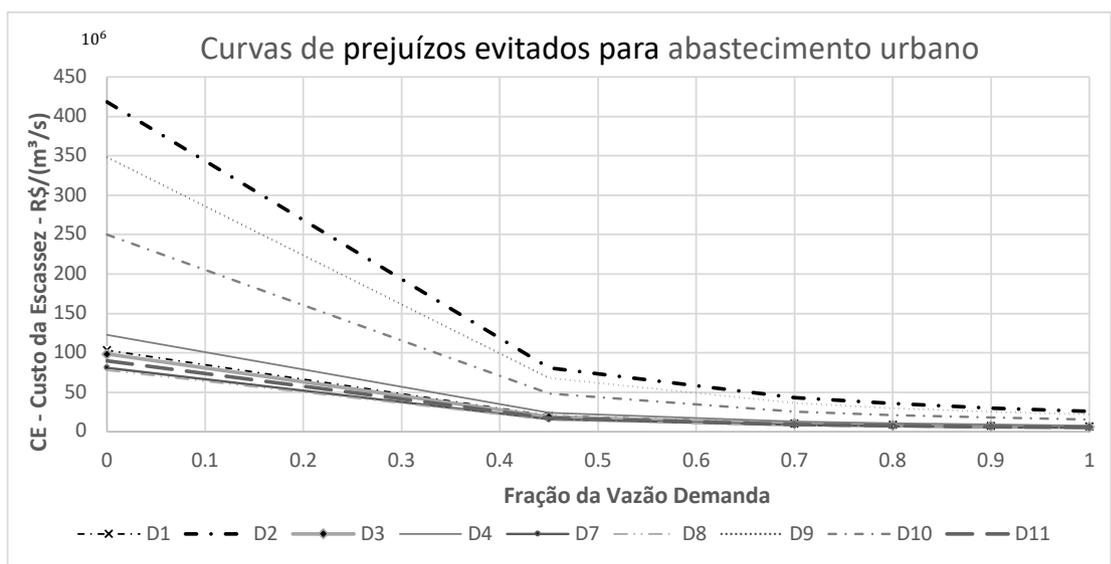


Figura 4 - Curvas de prejuízo evitado por água para abastecimento urbano

A seguir são apresentadas a caracterização do Sistema Cantareira e a configuração do SSD hi-

droeconômico proposto com o auxílio do software AcquaNet.

2.3 Caracterização do Sistema Cantareira

O sistema Cantareira⁸ é composto por cinco reservatórios com um volume total de 1.492,45 hm³ para abastecer uma população urbana de aproximadamente 8 milhões de habitantes na RMSP. Os reservatórios desse sistema são: Jaguari-Jacareí, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro. Parte dos reservatórios desse sistema estão localizados na bacia dos rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), onde está localizada a RMC. O reservatório Jaguari-Jacareí possui um volume total de 1.047,49 hm³, o Reservatório Cachoeira possui 116,57 hm³, Atibainha o volume total é de 295,46 hm³ e o reservatório Paiva Castro possui um volume de 32,93 hm³.

Na rede de fluxo discretizada para o modelo hidroeconômico do Sistema Cantareira foi considerada a reversão Jaguari-Atibainha (inaugurada

em 03/03/2019⁹). Também foram considerados os cenários com a implantação dos reservatórios de Pedreira e Duas Pontes, assim como o reservatório previsto pela Sanasa no rio Atibaia. Nas simulações foi considerado apenas um sentido da reversão Jaguari-Atibainha, com vazão média de 5,13 m³/s no sentido do reservatório Atibainha. O reservatório de Pedreira possui um volume útil de 32 hm³, no reservatório de Duas Pontes o volume útil é de 52 hm³ e no reservatório previsto pela Sanasa¹⁰ o volume útil é de 17 hm³. A configuração considerada para as adutoras do Sistema Adutor Regional do PCJ foi embasada nos estudos do DAEE, sendo utilizada a Alternativa 3 (esquema 1) apresentada no referido documento¹¹.

A Fig. 5 apresenta a rede de fluxo do Sistema Cantareira discretizada para o modelo de otimização hidroeconômico proposto.

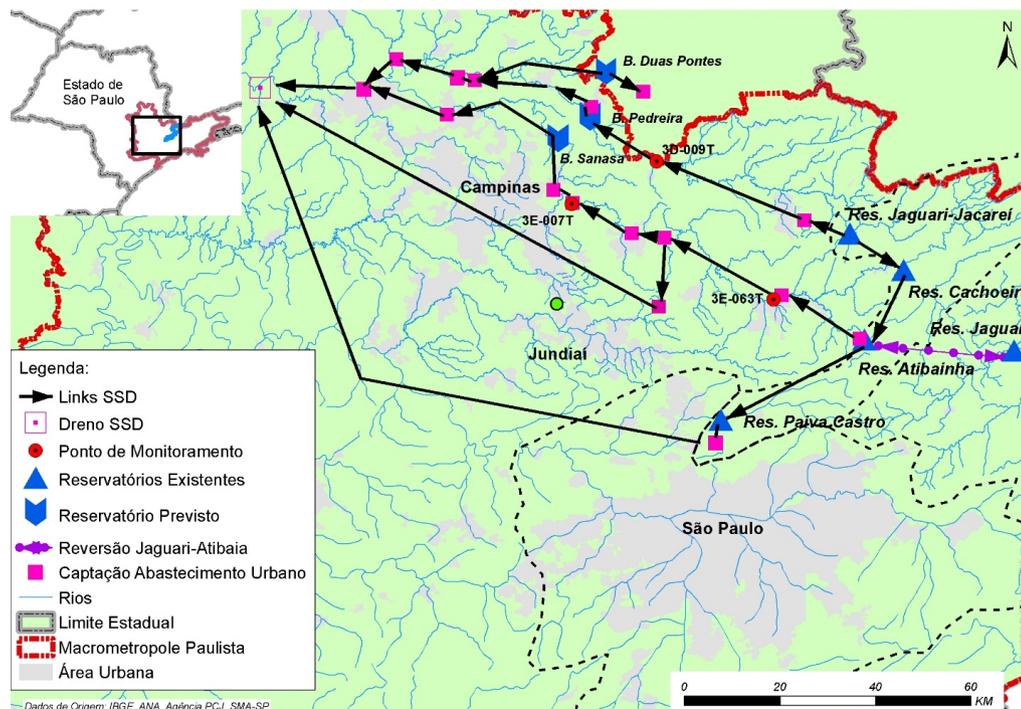


Figura 5 - Rede de fluxo do Sistema Cantareira discretizada para a otimização proposta.

⁸ Resolução conjunta DAEE/ANA n. 925, de 29 de maio de 2017 – documento n. 00000.031749/2017-55

⁹ <http://www.saopaulo.sp.gov.br>

¹⁰ http://www.campinas.sp.gov.br/arquivos/comunicacao/sanasa_apresentacao_cantareira.pdf

¹¹ Disponível em http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=2175:sistema-adutor-reginal-pcj--sarpj&catid=3:newsflash

Os dados de vazões afluentes dos reservatórios, demandas e pontos de monitoramento cobriram o período de jan/1930 e dez/2016¹².

2.4 Configuração do SSD

O módulo econômico do SSD AcquaNet permite a inclusão de um custo da água no reservatório. Esse custo pode ser crescente em função da redução do volume no reservatório. Entretanto, essa abordagem não foi necessária já que se utilizou uma curva de prejuízo evitado com base no custo da escassez da água. Cabe salientar que, no caso de estudos hidroeconômicos de alocação de água, o custo do estoque do “suprimento” não está relacionado com a curva de demanda, que por sua vez já contempla a variação do consumo em relação a variação do custo.

Os cenários otimizados no SSD AcquaNet em seu módulo de alocação (*priority based*) e no módulo econômico (hidroeconômico) foram:

- **Cenário A:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha;
- **Cenário B:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha e os reservatórios de Pedreira e Duas Pontes;
- **Cenário C:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha, os reservatórios de Pedreira e Duas Pontes e as adutoras do Sistema Adutor PCJ;
- **Cenário D:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha, os reservatórios de Pedreira e Duas Pontes, as adutoras do Sistema Adutor PCJ e o reservatório previsto pela Sanasa no rio Atibaia;

- **Cenário E:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha, os reservatórios de Pedreira e Duas Pontes e o reservatório previsto pela Sanasa no rio Atibaia;

- **Cenário F:** Sistema Cantareira com a reversão Jaguari-Atibainha e o reservatório previsto pela Sanasa no rio Atibaia;

Os reservatórios do Sistema Cantareira foram simulados com os estados hidrológicos conforme a nova regra operacional¹³. A fim de avaliar o impacto da nova regra operacional do sistema Cantareira na RMC e na disponibilidade hídrica regional, após a análise dos cenários acima, foi escolhido o Cenário D para a otimização que considera os estados hidrológicos em todos os reservatórios considerados na discretização. A seguir é apresentada a análise dos resultados obtidos.

2.5 Análise dos resultados

A análise dos resultados foi elaborada com base em indicadores de disponibilidade hídrica e garantia de atendimento das vazões demandadas. A escassez hídrica e a sua respectiva disponibilidade foram calculadas conforme indicadores apresentados em Xu e Wu (2017), sendo utilizado para a escassez hídrica o indicador de Falknmak (FI), onde foi calculado mensalmente o volume fornecido durante os 12 meses seguintes para a população urbana considerada nesse artigo. A Eq. 18 apresenta o cálculo do FI.

$$FI = \frac{(\sum_i^{i+11} Q_{f_i}) \cdot 31.557.600}{Pop U} \quad (18)$$

¹² Dados obtidos no documento: Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira, 30 de abril de 2016 – disponível no endereço http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/Renovacao_Outorga/DDR_Sistema_Cantareira.pdf. O período de março a dezembro de 2016 foi obtido no sistema hidroweb da ANA referente a cada estação de coleta de dados de vazão afluente dos reservatórios do Sistema Cantareira.

¹³ Minuta da outorga do Sistema Cantareira para operação em Faixas disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/Renovacao_Outorga/2_Minuta.Resol.Conj.ANA.DAEE_Cantareira%20_Opera%C3%A7%C3%A3o_15.05.17.pdf

Onde:

FI = o indicador de *Falknmak* expresso em m³/hab.ano;

Qf = a vazão fornecida para todas as vazões demandadas no mês i expressa em m³/s;

Pop U = a população urbana referente às vazões demandadas em hab.

A Tabela 3 apresenta a escala de classificação com base no indicador de *Falknmak*.

Tabela 3 - Classificação de *Falknmak*

Classificação	Indicador (m ³ /hab.ano)
Sem estresse	> 1.700
Estresse	1000 - 1700
Escassez	500 - 1000
Escassez Absoluta	< 500

A disponibilidade hídrica levou em consideração o cálculo de dois indicadores. Foi calculada a vazão demandada de atendimento com garantia de 95% do tempo da série histórica simulada para a RMSP e nos Pontos de Monitoramento 3D-009T e 3E-007T. Também se realizou o cálculo do volume disponível, armazenado em relação à população total abastecida ao final de cada período de simulação (Xu e Wu, 2017). A Eq. 19 apresenta o cálculo do volume *per capita* armazenado (VPA) por habitante.

$$VPA_i = \frac{Vf_i}{Pop U} \quad (19)$$

Onde:

VPA = o volume *per capita* armazenado total disponível ao final do mês i, expresso em m³/hab. mês;

Vf_i = o volume total armazenado nos reservatórios do sistema ao final de cada mês de simulação, expresso em m³.

A seguir são apresentados os resultados obtidos dos parâmetros e indicadores calculados a partir das simulações no SSD, considerando o módulo de alocação e o módulo econômico.

3 RESULTADOS

A Tabela 4 apresenta os resultados dos indicadores FI e VPA, onde também é apresentado o percentual do tempo que cada cenário simulado possui com um FI na classe de escassez (500 < m³/hab.ano < 1.000). A Tabela 5 apresenta as vazões com 95% (Q95) de permanência mínima durante o período simulado para a RMSP, e a Tabela 6 apresenta os resultados comparativos entre o modelo de alocação (priority based) com o modelo hidroeconômico proposto, apenas para o Cenário D.

Tabela 4 - Resultado dos indicadores FI e VPA

Cenário	SSD (priority based)			SSD (hidro econômico)		
	VPAmin	FI min	FI (escassez)	VPAmin	FI min	FI (escassez)
	m ³ /hab.mês	m ³ /hab.ano	% tempo	m ³ /hab.mês	m ³ /hab.ano	% tempo
Cenário A	20.99	965.98	0.57	20.61	796.11	2.01
Cenário B	19.42	943.29	0.96	26.27	834.74	1.63
Cenário C	18.00	966.18	0.67	26.28	896.32	1.34
Cenário D	18.00	986.10	0.57	26.28	895.07	1.34
Cenário E	19.42	932.90	1.53	26.27	763.04	2.97
Cenário F	20.99	983.08	0.57	20.61	879.01	1.05

Tabela 5 - Vazões Q95 para a RMSP

Cenário	Q95 - RMSP (m³/s)	
	SSD - Alocação	SSD - Hidroeconômico
Cenário A	28.18	27.36
Cenário B	27.43	27.00
Cenário C	27.80	27.84
Cenário D	27.80	27.76
Cenário E	27.53	27.00
Cenário F	27.53	27.00

Tabela 6 - Resultado do Cenário D

Parâmetros	Unidade	SSD (hidroeconômico)	
		Estados Hidrológicos	Sem Estados Hidrológicos*
FI (escassez)	% tempo	1.26	1.34
FI min	m³/hab.ano	903.36	895.07
VP Amin	m³/hab.mês	24.91	26.28
Q95 - ESI	m³/s	27.96	27.76
Q95 - 3E007T	m³/s	7.39	7.01
Q95 - 3D009T	m³/s	2.50	2.41
Benefício econômico	R\$/ano	R\$ 3.589 bi	R\$ 3.585 bi

* sem o estado hidrológico nos reservatórios de Pedreira, Duas Pontes e no reservatório proposto pela Sanasa.

Com base nos resultados do modelo hidroecônômico, os prejuízos evitados estão na ordem de R\$ 3 bilhões (média anual). A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 7 - Resultados dos benefícios econômicos¹⁴

Cenário	Benefício médio anual (106 R\$/ano)
Cenário A	3.656,00
Cenário B	3.560,00
Cenário C	3.585,00
Cenário D	3.585,00
Cenário E	3.561,00
Cenário F	3.657,00

Cabe salientar que os resultados obtidos não representam a operação realizada pelas companhias de saneamento dessa região durante o período da crise hídrica (2014-2016).

4 DISCUSSÃO SOBRE OS RESULTADOS

O módulo econômico do SSD AcquaNet utilizado neste artigo realiza a otimização mensal da série histórica. Isso significa que o SSD não realiza a otimização global, levando em consideração a previsão dos próximos períodos com base na série histórica utilizada. Entretanto, os algoritmos que calculam a otimização global não apresentam uma diferença significativa nos resultados (Schar Dong, 2006).

A utilização de curvas de prejuízos evitados com base em uma tarifa média de escassez hídrica se apresenta como uma promissora ferramenta para incorporar parâmetros econômicos nas tomadas de decisão quanto à alocação de água em sistemas de abastecimento complexos. Os valores dos benefícios econômicos obtidos são expressivos em qualquer cenário simulado neste artigo, no entanto há razoabilidade nos valores obtidos¹⁵.

¹⁴ Referente a valores correntes de 2017.

¹⁵ Se for observado que as vazões demandadas para consumo urbano utilizado nesse artigo somam 43,69 m³/s, ao dia corresponde a um volume de 3.676.174,00 m³ o que representa 183.808,70 galões de 20 litros cada. Considerando um preço médio de R\$/galão 15,00 o valor anual chega a R\$/ano 1.012.520.665,12. Essa aproximação desconsidera o aumento do custo do galão em função do aumento da procura e a redução da disponibilidade do abastecimento público. Em Mohor, 2017 o prêmio de um seguro para cobrir a escassez hídrica é da ordem de 0.5% do PIB regional. Nesse artigo o prejuízo evitado com a utilização da tarifa de escassez chega a aproximadamente 2,91% do PIB regional (IBGE, 2017).

Esses benefícios econômicos são os prejuízos evitados nas receitas das companhias de saneamento com base em um custo de escassez da água.

Deve-se observar que os benefícios econômicos não apenas representam a redução da receita nas companhias de saneamento. Devido à escassez hídrica e à consequente redução das receitas, os municípios e estados passam a recolher um menor valor dos impostos e tributos arrecadados sobre o abastecimento de água, assim como a redução das arrecadações devidas na cobrança pelo uso da água nas Agências de Bacias.

Quando comparado o modelo de otimização de alocação (*priority based*) em relação ao modelo hidroeconômico, nota-se um *trade-off* (troca) entre a vazão que o sistema Cantareira despacha para a RMSP e para a RMC. Isso também impacta no volume final resultante nos reservatórios do sistema. O aumento do VPA mínimo significa que o modelo hidroeconômico fornece maior volume de água para as demandas inseridas no SSD, e por sua vez, reduz o volume final dos reservatórios, aferido na redução do FI mínimo. Conforme os resultados apresentaram, a RMSP e a RMC vivem constantemente sob uma condição de estresse hídrico, com a maior parte do tempo nessa classificação, nunca acima de 1.700 m³/hab.dia e nunca abaixo de 500 m³/hab.ano (escassez absoluta).

Do ponto de vista qualitativo, o aumento de água disponibilizado para o consumo urbano pode ser considerado como uma melhoria do bem-estar e consequentemente um benefício social para a população urbana. Nessa linha, o modelo hidroeconômico, além de minimizar os prejuízos oriundos das perdas nas receitas das companhias de saneamento, também promove o aumento do benefício social da população urbana.

Em relação à nova regra operacional do Sistema Cantareira por faixas, apresenta-se como um

importante instrumento para alocação de água nos reservatórios do sistema como um todo. De acordo com a Tabela 6, foram apresentados os resultados que confirmam que os reservatórios implantados na RMC também devem possuir regras operacionais semelhantes à regra utilizada no Sistema Cantareira para assim elevar a segurança hídrica regional.

Para a gestão dos volumes urbanos demandados de água para abastecimento, existe um limite de utilização dos instrumentos econômicos. Esse limite é considerado o consumo de água *per capita* mínimo recomendado pelas agências de saúde. Pode-se notar que, no caso da região abastecida pelo Sistema Cantareira, as medidas consideradas para a gestão da demanda ainda se mantêm no comportamento da população mesmo após o término da crise hídrica e posterior cancelamento das medidas adotadas. Por exemplo, o município de São Paulo passou de um consumo *per capita* diário de 180 L antes da crise hídrica para 145 L¹⁶ durante e posterior à crise. Esse tipo de mudança cultural no comportamento de consumo de água provoca alteração nas curvas de demandas e curvas de prejuízos evitados.

Adicionalmente, em grande parte dos sistemas tarifários que as companhias de saneamento utilizam observa-se que não ocorre a inclusão das externalidades ambientais, que nesse caso, seriam representadas pelo custo da escassez da água devido à variabilidade hidrológica, que impacta não somente a quantidade mas também a qualidade da água devido à redução do potencial de diluição dos corpos hídricos. Destaca-se que a curva de prejuízo evitado utilizada nesse estudo considerou apenas a escassez física da água; também poder-se-ia considerar que para cada fração das vazões demandadas, haveria um custo adicional para o tratamento dessa água para sua utilização a jusante do nó de consumo.

¹⁶ Informações obtidas no SNIS.

5 CONCLUSÕES

A tomada de decisão quanto à alocação de água em sistemas complexos de abastecimento urbano é uma difícil tarefa para todos os envolvidos nesse processo. A curva de prejuízo evitado com base em uma tarifa média de escassez hídrica se apresenta como uma importante ferramenta a ser utilizada no planejamento da alocação da água e na definição de regras operacionais, regulamentações nas agências reguladoras e planejamento econômico-financeiro das companhias de saneamento.

No estudo de caso utilizado neste artigo, deve-se considerar que a interligação dos sistemas de abastecimento e a flexibilização das manobras operacionais para o abastecimento da RMSP por mais de um sistema produtor de água são fatores que atenuam a escassez hídrica nessa região. A utilização do cálculo da tarifa média de escassez hídrica apenas para a perda de receita das companhias de saneamento para o abastecimento urbano faz um *trade-off* (troca) entre o volume armazenado e despachado de vazões para as demandas econômicas. A consideração dos estados hidrológicos nos reservatórios da RMC obteve um melhor resultado nas vazões garantidas em 95% do tempo. Isso porque ocorre um maior despacho de vazões para o consumo urbano, que pode ser interpretado como um benefício social.

A partir da análise dos resultados obtidos e dos indicadores utilizados na avaliação, o Cenário D é o que se apresenta como a melhor alternativa para a RMSP e RMC. Esse cenário foi o que apresentou o maior benefício econômico, o menor tempo de permanência na condição de escassez hídrica (FI), o maior volume *per capita* armazenado (VPA). Esse cenário garante a segunda maior vazão Q95 para a RMSP, sendo apenas 0,28% inferior a maior vazão Q95.

O conhecimento prévio das externalidades ambientais permite um melhor conhecimento dos

impactos hidroeconômicos para os diversos atores e setores usuários. A metodologia do custo da escassez da água, baseada na variabilidade hidrológica, e a utilização em um modelo de otimização de alocação hidroeconômico é promissora para o desenvolvimento de regras operacionais e regulamentações para os períodos de escassez hídrica. Os modelos hidroeconômicos permitem buscar a sustentabilidade econômica dos serviços de abastecimento e a consequente garantia da disponibilidade hídrica com pleno funcionamento das infraestruturas hídricas.

Recomenda-se a inclusão dos demais sistemas de abastecimento da RMSP e a incorporação das demandas rurais, industriais e para geração de energia com as suas respectivas curvas de prejuízos evitados no modelo hidroeconômico apresentado neste artigo para uma análise da alocação da água integrada.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos revisores que fizeram importantes contribuições na revisão deste artigo e ao LabSid - USP.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

- BILLERBECK, C.; JUNIOR, M.; VIEIRA, A. Optimal operation of the Cantareira System for a critical inflow period. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. AHEAD, p. 0-0, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018172373>
- BALTAR, A. M. **Sistema de apoio à decisão para avaliação econômica da alocação de recursos hídricos: Aplicação à bacia da barragem do rio Descoberto**. Dissertação (Mestrado). Brasília, DF: Universidade de Brasília. 2001.
- BRAGA, B.; KELMAN, J. Facing the challenge of extreme climate: the case of Metropolitan São Paulo. **Water Policy**, v. 18, n. 52, p. 52-69, 2016. <https://doi.org/10.2166/wp.2016.113>

- CHEN, H.; YANG, Z. F. Residential water demand model under block rate pricing: A case study of Beijing, China. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, p. v. 14, n. 5, p. 2462-2468, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2007.12.013>
- DAVIES, E. G.; KYLE, P.; EDMONDS, J. A. An integrated assessment of global and regional water demands for electricity generation to 2095. **Advances in Water Resources**, v. v. 52, p. p. 296-313, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.11.020>
- CARVALHO, M. A. D., MÉLLO JÚNIOR, A. V., SCHARDONG, A., & PORTO, R. L. Sistema de suporte à decisão para alocação de água em projetos de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 10-17, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000100002>
- DE CARVALHO, M. A., Júnior, A. V. M., Schardong, A., & Porto, R. L. (2009). Sistema de suporte à decisão para alocação de água em projetos de irrigação. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, 13 (1), 10-17
- FOSTER, H. S.; BEATTIE, B. R. Urban residential demand for water in the United States. **Land Economics**, p. v. 55, n. 1, p. 43-58, 1979. <https://doi.org/10.2307/3145957>
- HARTMANN, P. **A cobrança pelo uso da água como instrumento econômico na política ambiental: estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso da água bruta propostos e implementados no Brasil**. Tese (Doutorado). AEBA, 2010.
- HAROU, J. J., PULIDO-VELAZQUEZ, M., ROSENBERG, D. E., MEDELLÍN-AZUARA, J., LUND, J. R., & HOWITT, R. E. Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. **Journal of Hydrology**, v. 375, n. 3-4, p. 627-643, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- HEINZ, I., PULIDO-VELAZQUEZ, M., LUND, J. R., ANDREU, J. Hydro-economic modeling in river basin management: implications and applications for the European water framework directive. **Water resources management**, v. v. 21, n. n. 7, p. p. 1103-1125, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9101-8>
- JAMES, L. D.; LEE, R. R. **Economics of water resources planning**. [S.l.]: Economics of water resources planning, 1971.
- JONES, R. N. et al. **Foundations for decision making, in climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. 2014. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379.007>
- JENKINS, M. W., LUND, J. R., HOWITT, R. E., DRAPER, A. J., MSANGI, S. M., TANAKA, S. K., RANDALL S. R., MARQUES, G. F. **Optimization of California's water supply system: results and insights**, v. v. 130, n. n. 4, p. p. 271-280, 2004. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2004\)130:4\(271\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2004)130:4(271))
- KELMAN, J. Water supply to the two largest Brazilian metropolitan regions. **Aquatic Procedia**, v. 5, p. 13-21, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.10.004>
- KAHIL, T. M., WARD, F. A., ALBIAC, J., EGGLESTON, J., SANZ, D. Hydro-economic modeling of conjunctive ground and surface water use to guide sustainable basin management. In: **European Geosciences Union (EGU) General Assembly**. Vienna: Austria. 2016.
- LABADIE, J. W. Dynamic programming with the microcomputer. **Encyclopedia of microcomputers**, p. v. 5, p. 275-338, 1990.
- LABSID. **Manual do Usuário do software Acquanet**. São Paulo, SP. 2013. Disponível em <http://labsid.eng.br/>
- LIU, L. E. A. Water demands for electricity generation in the US: Modeling different scenarios for the water-energy nexus. **Technological Forecasting and Social Change**, v. v. 94, p. p. 318-334, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2014.11.004>
- LUND, J. R.; FERREIRA, I. Operating rule optimization for Missouri River reservoir system. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. v. 122, n. n. 4, p. p. 287-295, 1996. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1996\)122:4\(287\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1996)122:4(287))
- MANETA, M. P., TORRES, M., HOWITT, R. E., VOSTI, S. A., WALLENDER, W. W., BASSOI, L. H. A Detailed Hydro-Economic Model for Assessing the Effects of Surface Water and Groundwater Policies: A Demonstration Model from Brazil. In: American Agricultural Economics Association Annual Meeting. **American Agricultural Economics Association**. Portland: Oregon. 2007. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.9705>
- MÉLLO JÚNIOR, A. V., PORTO, R. L. L., SCHARDONG, A., ROBERTO, A. N., LISBOA NETO, H., & OLIVEIRA, C. D. P. M. Sistema de Alocação de Água em Bacias Complexas pelo Método dos Pontos Interiores. **Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (ABRH)**, 2003.
- MÉLLO JR, A. V.; MATOS, L. N. Optimização da operação de reservatório pela programação dinâmica em um processo de decisão Markoviano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 3, p. 5-15, 1999.
- MOHOR, G. S.; MENDIONDO, E. M. Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context. **Ecological Economics**, p. v. 140, p. 66-78, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.014>
- MOMBLANCH, A., CONNOR, J. D., CROSSMAN, N. D., PAREDES-ARQUIOLA, J., & ANDREU, J. Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. **Journal of Hydrology**, v. v. 538, p. p. 293-303, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.019>
- MORAES, M. M. G. A., SILVA, G. S., FIGUEIREDO, L. E., & MARQUES, G. F. Sistema de apoio a decisão espacial na gestão de recursos hídricos da Bacia do Rio São Francisco usando modelos econômico-integrados. Proceedings of the XXII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, Brasília, Brazil, p. 22-27, 2015. **Anais...**

- NIAYIFAR, A.; PERONA, P. Dynamic water allocation policies improve the global efficiency of storage systems. **Advances in Water Resources**, p. v. 104, p. 55-64, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.03.004>
- NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. D. Valoração econômica do meio ambiente: aspectos teóricos e operacionais. Trabalho apresentado na **50º Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC)**, 1998.
- OLMSTEAD, S. M.; HANEMANN, W. M.; STAVINS, R. N. Water demand under alternative price structures. **Journal of Environmental Economics and Management**, p. v. 54, n. 2, p. 181-198, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2007.03.002>
- OTHMAN, F.; NASERI, M. Decision Support Systems in Water Resources Management. In: Proceedings of the 9th Asia Pasific Industrial Engineering Management Systems Conference. 2008. p. 1772-1780. **Anais...**
- PERERA, B. J. C.; JAMES, B.; KULARATHNA, M. D. U. Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. **Journal of Environmental Management**, v. v. 77, n. n. 4, p. p. 291-300, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.014>
- PORTO, R. L.; AZEVEDO, L. T. **Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos**. Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Ed. Da Universidade/UFSGS/ABRH, p. p. 42-95, 1997.
- PULIDO-VELÁZQUEZ, M.; ANDREU, J.; SAHUQUILLO, A. Economic optimization of conjunctive use of surface water and groundwater at the basin scale. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. v. 132, n. n. 6, p. p. 454-467, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2006\)132:6\(454\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:6(454))
- ROBERTO, A. N., PORTO, R. L. L., & NETO, H. L. Plataforma Generalizada para Análise de Outorga para Captação de Água e para Lançamento de Efluentes. I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste. Curitiba, PR: [s.n.]. 2006. **Anais...**
- ROOBAVANNAN, M., KANDASAMY, J., PANDE, S., VIGNESWARAN, S., & SIVAPALAN, M. Allocating environmental water and impact on basin unemployment: Role of a diversified economy. **Ecological Economics**, p. v. 136, p. 178-188, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.006>
- RUIJS, A.; ZIMMERMANN, A.; VAN DEN BERG, M. Demand and distributional effects of water pricing policies. **Ecological Economics**, p. v. 66, n. 2-3, p. 506-516, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.015>
- SCHLEICH, J.; HILLENBRAND, T. Determinants of residential water demand in Germany. **Ecological economics**, p. v. 68, n. 6, p. 1756-1769, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.11.012>
- SCHNEIDER, M. L.; WHITLATCH, E. E. User-specific water demand elasticities. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. v. 117, n. n. 1, p. p. 52-73, 1991. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1991\)117:1\(52\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1991)117:1(52))
- SCHOENGOLD, K.; SUNDING, D. L.; MORENO, G. Price elasticity reconsidered: Panel estimation of an agricultural water demand function. **Water Resources Research**, v. v. 42, n. n. 9, 2006. <https://doi.org/10.1029/2005WR004096>
- SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Secretaria de Planejamento e Gestão do Governo do estado de São Paulo, acessado em 29/10/2019. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/>.
- SIFALERAS, A. Minimum cost network flows: Problems, algorithms, and software. **Yugoslav Journal of Operations Research**, v. v. 23, n. n. 1, 2016. <https://doi.org/10.2298/YJOR121120001S>
- SNIS. **Sistema nacional de informações sobre saneamento. série histórica** - Brasília, DF. Ministério das Cidades, 27 out. 2017. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>.
- SRINIVASAN, V., SANDERSON, M., GARCIA, M., KONAR, M., BLÖSCHL, G., SIVAPALAN, M. Prediction in a socio-hydrological world. **Hydrological sciences journal**, v. v. 62, n. n. 3, p. p. 338-345, 2017. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1253844>
- SCHARDONG, A. **Aplicação de técnicas de programação linear e extensões para otimização da alocação de água em sistemas de recursos hídricos, utilizando métodos de pontos interiores**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, 2006.
- SILVA, S. M. O.; SOUZA FILHO, F. A.; AQUINO, S. H. S. Avaliação do risco da alocação de água em período de escassez hídrica: o caso do Sistema Jaguaribe-Metropolitano. **Eng. sanit. ambient**, v. 22, n. 4, p. 749-760, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017161303>
- TORRES, M. D. O., HOWITT, R., & RODRIGUES, L. N. Modeling the economic benefits and distributional impacts of supplemental irrigation. **Water Resources and Economics**, v. 14, p. 1-12, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2016.03.001>
- Xu, H., & Wu, M. M. **Water Availability Indices—A Literature Review** (No. ANL/ESD-17/5). Argonne National Lab.(ANL), Argonne, IL (United States). 2017.
- WARD, F. A.; PULIDO-VELAZQUEZ, M. Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity-quality optimization model in the Rio Grande basin. **Ecological economics**, v. v. 66, n. n. 1, p. p. 23-37, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.08.018>
- WATKINS JR, D. W.; MOSER, D. A. Economic-based optimization of Panama Canal system operations. **Journal of water resources planning and management**, v. v. 132, n. n. 6, p. p. 503-512, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2006\)132:6\(503\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:6(503))
- YEH, William W.-G. Reservoir management and operations models: A state-of-the-art review. **Water resources research**, v. 21, n. 12, p. 1797-1818, 1985. <https://doi.org/10.1029/WR021i012p01797>