



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E
TECNOLOGIA AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

FRANCISCO MIQUÉIAS SOUSA NUNES

**COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA DA UNIÃO: PROPOSTA DE MODELO
BASEADO NA ESCASSEZ HÍDRICA EM RESERVATÓRIOS COM MÚLTIPLOS USOS**

CAMPINA GRANDE - PB

2024

FRANCISCO MIQUÉIAS SOUSA NUNES

**COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA DA UNIÃO: PROPOSTA DE MODELO
BASEADO NA ESCASSEZ HÍDRICA EM RESERVATÓRIOS COM MÚLTIPLOS USOS**

Tese apresentada à Coordenação do Curso de Doutorado em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Linha de pesquisa: Qualidade de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos

Coorientador: Prof. Dr. Camilo Allyson Simões de Farias

CAMPINA GRANDE - PB

2024

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

N972c Nunes, Francisco Miqueias Sousa.

Cobrança pelo uso da água bruta da união [manuscrito] : proposta de modelo baseado na escassez hídrica em reservatórios com múltiplos usos / Francisco Miqueias Sousa Nunes. - 2024.

127 f. : il. color.

Digitado.

Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT".

"Coorientação: Prof. Dr. Camilo Allyson Simões de Farias, Universidade Federal de Campina Grande".

1. Disposição a pagar. 2. Semiárido. 3. Racionamento de água. 4. Instrumento econômico. I. Título

21. ed. CDD 333.91

FRANCISCO MIQUEIAS SOUSA NUNES

COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA DA UNIÃO: PROPOSTA DE MODELO
BASEADO NA ESCASSEZ HÍDRICA EM RESERVATÓRIOS COM MÚLTIPLOS
USOS

Tese apresentada à Coordenação do
Curso de Doutorado em Engenharia
Ambiental da Universidade Estadual da
Paraíba, como requisito parcial à
obtenção do título de Doutor em
Engenharia Ambiental

Linha de Pesquisa: Qualidade de
Sistemas Ambientais.

Aprovada em: 28/02/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado eletronicamente por:

- **Marcia Ramos Luiz** (***.975.784-**), em 02/04/2025 14:45:50 com chave 51448a6c0fea11f09afe06adb0a3afce.
- **Laércio Leal dos Santos** (***.451.154-**), em 02/04/2025 14:41:51 com chave c27f25f80fe911f0b11c2618257239a1.
- **Carlossandro Carvalho de Albuquerque** (***.814.402-**), em 02/04/2025 14:55:00 com chave 991bfe280feb11f0b3a706adb0a3afce.
- **Yáscara Maia Araújo de Brito** (***.372.694-**), em 02/04/2025 16:53:13 com chave 1ca466da0ffc11f0b69f1a1c3150b54b.
- **PAULO DA COSTA MEDEIROS** (***.734.604-**), em 02/04/2025 17:45:35 com chave 6da8fab2100311f09f9a2618257239a1.

Documento emitido pelo SUAP. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QrCode ao lado ou acesse https://suap.uepb.edu.br/comum/autenticar_documento/ e informe os dados a seguir.

Tipo de Documento: Folha de Aprovação do Projeto Final

Data da Emissão: 02/04/2025

Código de Autenticação: 51dd4e



Aos meus avós, Francisco Severino de Sousa e Josefa da Conceição (*In memoriam*), cuja sabedoria, amor e exemplos de vida continuam a iluminar meus caminhos, mesmo na saudade. Que este trabalho honre a memória e os valores que me ensinaram.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de força e inspiração, por guiar meus passos, iluminar minhas escolhas e me conceder saúde e perseverança ao longo desta jornada acadêmica. Sem Sua presença constante, este sonho não teria se realizado.

À minha mãe, Edilsa Maria de Sousa Nunes, minha maior apoiadora e exemplo de resiliência e amor incondicional. Sua dedicação, orações e confiança em meu potencial foram a base para que eu pudesse superar cada desafio. Este é tanto o meu triunfo quanto o seu.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Laercio Leal dos Santos e Prof. Dr. Camilo Allyson Simões de Farias, agradeço pela paciência, orientações precisas e pelo apoio constante em todas as etapas deste trabalho. Suas contribuições foram fundamentais para o desenvolvimento desta tese e para meu crescimento acadêmico e profissional.

À FAPESQ, pelo financiamento da bolsa de estudos, que foi essencial para a viabilização desta pesquisa, permitindo que eu me dedicasse integralmente a este desafio.

À Banca Examinadora, pela leitura cuidadosa, contribuições valiosas e pelo tempo dedicado a avaliar e enriquecer este trabalho.

E, finalmente, a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para que esta conquista se tornasse possível: amigos, colegas de pesquisa, professores e familiares. Cada palavra de incentivo, cada gesto de apoio e cada troca de conhecimento foram fundamentais para que eu alcançasse este marco. Em especial ao GPTECA, cuja contribuição foi essencial neste processo

Meu profundo agradecimento a todos vocês.

*“Paciência e perseverança têm o efeito mágico de
fazer as dificuldades desaparecerem e os
obstáculos sumirem (...).”*
John Quincy Adams

RESUMO

O uso racional e eficiente dos recursos hídricos disponíveis são fundamentais para o desenvolvimento regional, especialmente em regiões áridas e semiáridas, onde secas frequentes acentuam o desequilíbrio entre oferta e demanda de água. Objetivou-se desenvolver e avaliar uma abordagem para a cobrança pelo uso da água bruta em reservatórios de múltiplos usos, considerando a escassez hídrica. A metodologia envolveu três etapas principais: (i) revisão da literatura científica e da legislação, para identificar os progressos e lacunas no tema; (ii) aplicação de modelos de cobrança utilizados em bacias brasileiras, como as dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e Doce, ao sistema Curema-Mãe D'Água, operado com base na Política Operacional Padrão (SOP, do inglês *Standard Operating Policy*) e em dados observados de 240 meses (2002-2021); e (iii) desenvolvimento de uma abordagem (modelo CABCEH) que associa os custos marginais de escassez ao estado hídrico do sistema, considerando custos de escassez estimados pelo método de Disposição a Pagar e um modelo de otimização estocástica implícita. Essa proposta foi aplicada ao sistema hídrico Curema-Mãe D'Água e visou promover maior eficiência e equidade no gerenciamento dos recursos hídricos considerando dois cenários: sem e com a transposição das águas do rio São Francisco. A operação do sistema Curema-Mãe D'Água considerando os dados históricos revelou falhas no atendimento às demandas em 85 dos 240 meses avaliados, com destaque para a severa seca de 2012-2017, que afetou a sustentabilidade hídrica e a arrecadação em 35,4% dos meses. Esse período crítico também foi registrado pela AESA (2021) e em outras fontes acadêmicas e jornalísticas. As demandas para os diversos usos foram plenamente atendidas nos primeiros 126 meses da análise, com falhas concentradas entre o 127º e o 226º mês. A arrecadação anual média foi de aproximadamente R\$ 1,37 milhão, R\$ 12,71 milhões e R\$ 3,58 milhões utilizando os modelos dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e Doce, respectivamente. O colapso do sistema em 2015 e 2016 impactou gravemente os usos industriais e de irrigação, enquanto o abastecimento humano manteve sua prioridade, mesmo sem arrecadação nesses períodos críticos. A diferença nos preços públicos e metodologias de cobrança resultou em arrecadações mais altas nas bacias dos rios Doce e Paraíba do Sul, em comparação com o modelo do São Francisco, evidenciando que preços baixos podem comprometer os investimentos e o incentivo ao uso racional da água. Embora os modelos de cobrança compartilhem a mesma estrutura, apresentaram lacunas, como limitações na proteção da qualidade da água e do sistema

em situações de escassez hídrica, destacando a necessidade de alinhar os preços públicos e mecanismos de arrecadação às condições hidrológicas locais e à realidade dos usuários. A aplicação do CABCEH conseguiu relacionar com sucesso o estado hidrológico do sistema Curema-Mãe D'Água com os custos de escassez, permitindo identificar os meses mais críticos e os custos associados aos diferentes usos da água e níveis de racionamento. A análise comparativa entre os cenários com e sem a transposição das águas do rio São Francisco (1,5 m³/s) demonstrou que a transposição reduziu significativamente os custos de escassez nos setores mais vulneráveis, como pecuária, irrigação e aquicultura, garantindo maior estabilidade hídrica. Sem a Transposição, os custos foram mais elevados e as vulnerabilidades aumentaram, evidenciando a importância da Transposição para a gestão eficiente dos recursos hídricos ao longo do ano. Este estudo, ao revisar e aplicar modelos tradicionais de cobrança e propor o modelo CABCEH, contribui para a gestão da água em regiões semiáridas, auxiliando na mitigação dos impactos da escassez e no aprimoramento da sustentabilidade hídrica.

Palavras-chave: disposição a pagar; semiárido; racionamento de água; instrumento econômico.

ABSTRACT

The rational and efficient use of available water resources is fundamental for regional development, especially in arid and semi-arid regions, where frequent droughts exacerbate the imbalance between water supply and demand. This study aimed to develop and evaluate an approach for charging for raw water use in multipurpose reservoirs, considering water scarcity. The methodology involved three main steps: (i) a review of scientific literature and legislation to identify progress and gaps on the topic; (ii) the application of charging models used in Brazilian basins, such as those of the São Francisco, Paraíba do Sul, and Doce rivers, to the Curema-Mãe D'Água system, operated based on the Standard Operating Policy (SOP) and observed data from 240 months (2002-2021); and (iii) the development of an approach (CABCEH model) that associates marginal scarcity costs with the system's water status, considering scarcity costs estimated through the Willingness to Pay method and an implicit stochastic optimization model. This proposal was applied to the Curema-Mãe D'Água water system to promote greater efficiency and equity in water resource management, considering two scenarios: without and with the São Francisco River transposition. The operation of the Curema-Mãe D'Água system based on historical data revealed failures in meeting demands in 85 out of the 240 evaluated months, with emphasis on the severe drought of 2012-2017, which affected water sustainability and revenue collection in 35.4% of the months. This critical period was also recorded by AESA (2021) and other academic and journalistic sources. Water demands for various uses were fully met during the first 126 months of the analysis, with failures concentrated between the 127th and 226th months. The average annual revenue was approximately R\$ 1.37 million, R\$ 12.71 million, and R\$ 3.58 million using the models of the São Francisco, Paraíba do Sul, and Doce rivers, respectively. The system collapse in 2015 and 2016 severely impacted industrial and irrigation uses, while human supply maintained its priority, even without revenue collection during these critical periods. The difference in public prices and charging methodologies resulted in higher revenues in the Doce and Paraíba do Sul river basins compared to the São Francisco model, highlighting that low prices can compromise investments and incentives for rational water use. Although the charging models share the same structure, they exhibited gaps, such as limitations in protecting water quality and the system during water scarcity situations, emphasizing the need to align public prices and revenue collection mechanisms with local hydrological conditions and users' realities. The application of

the CABCEH model successfully correlated the hydrological state of the Curema-Mãe D'Água system with scarcity costs, allowing for the identification of the most critical months and the costs associated with different water uses and rationing levels. The comparative analysis between scenarios with and without the São Francisco River transposition (1.5 m³/s) demonstrated that the transposition significantly reduced scarcity costs in the most vulnerable sectors, such as livestock, irrigation, and aquaculture, ensuring greater water stability. Without the transposition, costs were higher, and vulnerabilities increased, highlighting the importance of the transposition for efficient water resource management throughout the year. By reviewing and applying traditional charging models and proposing the CABCEH model, this study contributes to water management in semi-arid regions, helping mitigate the impacts of scarcity and improve water sustainability.

Keywords: willingness to pay; semiarid; water rationing; economic instrument.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Demanda de água no Brasil.	33
Figura 2- Evolução da cobrança pelo uso da água no Brasil.....	37
Figura 3- Encargos acumulados pagos pelos usuários de água em bacias hidrográficas interestaduais.	38
Figura 4- Situação da cobrança pelo uso da água em bacias estaduais.	42
Figura 5- Encargos acumulados pagos pelos usuários de água em bacias hidrográficas federais.	43
Figura 6 - Procedimento para aplicação da Otimização Estocástica Implícita.....	59
Figura 7- Fluxograma de etapas de execução da pesquisa.	63
Figura 8- Localização da Sub-bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu.....	64
Figura 9- Custo da escassez hídrica.....	71
Figura 10- Função objetivo quadrática e linearizada pelo artifício de linearização por segmentos.	73
Figura 11 - Alocações de água do reservatório equivalente para todos os usos considerados (2002-2021).....	78
Figura 12 - Comportamento do volume do reservatório equivalente (2002-2021).....	79
Figura 13 - Alocação de água para cada setor de usuário.	80
Figura 14 - Arrecadação anual média por componente de cobrança para as bacias do rio São Francisco, Paraíba do Sul e rio Doce.....	81
Figura 15 - Arrecadação anual média por tipo de uso para as bacias do rio São Francisco, Paraíba do Sul e rio Doce.	82
Figura 16 - Distribuição da arrecadação considerando cada tipo de uso para as bacias do rio São Francisco, Paraíba do Sul e rio Doce.....	83
Figura 17 - Linearização para os diferentes usos adotados no sistema hídrico Curema Mãe D'água.	90
Figura 18 - Análise integrada para abastecimento humano sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	92
Figura 19 - Análise integrada para abastecimento humano com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	93
Figura 20 - Análise integrada para pecuária sem transposição das águas do São Francisco na bacia	

do rio Piancó.....	95
Figura 21 - Análise integrada para pecuária com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	96
Figura 22 - Análise integrada para vazão mínima sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.	97
Figura 23 - Análise integrada para vazão mínima com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.	98
Figura 24 - Análise integrada para irrigação sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	99
Figura 25 - Análise integrada para irrigação com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	100
Figura 26 - Análise integrada para aquicultura sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	102
Figura 27 - Análise integrada para aquicultura com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.	103
Figura 28 - Análise integrada para indústria sem transposição das águas do rio São Francisco na bacia do rio Piancó.	104
Figura 29 - Análise integrada para indústria com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Distribuição dos Comitês de Bacias Hidrográficas no Brasil.	35
Tabela 2 - Planos de Recursos Hídricos nos Estados.	36
Tabela 3- Participação das unidades da federação na bacia.	66
Tabela 4 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio São Francisco.	68
Tabela 5 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.	68
Tabela 6 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio Doce.	68
Tabela 7- Preços públicos utilizados para simulação no Sistema Curema-Mãe D'Água.	69
Tabela 8- Demandas no Sistema Curema-Mãe D'Água.	69
Tabela 9- Elasticidade da demanda em relação aos principais usuários.	71
Tabela 10 - Falhas de atendimento (2002-2021).	80
Tabela 11 - Arrecadação em milhares de reais por ano utilizando o modelo de cobrança do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2002-2021).	85
Tabela 12 - Arrecadação em milhares de reais por ano utilizando o modelo de cobrança do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (2002-2021).	85
Tabela 13 - Arrecadação em milhares de reais por ano utilizando o modelo de cobrança do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Doce (2002-2021).	86
Tabela 14 - Uso abastecimento humano comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	94
Tabela 15 - Uso pecuária comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	96
Tabela 16 - Uso vazão mínima comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	98
Tabela 17 - Uso irrigação comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	100
Tabela 18 - Uso aquicultura comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	103

Tabela 19 - Uso indústria comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.	105
Tabela 20 - Comparação dos custos para os diferentes usos da água no reservatório Curemas Mãe-D'água com e sem a transposição das águas do rio São Francisco.....	106

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba
AGEVAP - Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
BHPCJ - Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí
BHPS - Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul
CABCEH - Cobrança pelo Uso da Água Bruta Baseado nos Custos da Escassez Hídrica
CBH - Comitês de Bacias Hidrográficas
CBHSF - Comitê de bacia Hidrográfica do rio São Francisco
CEIVAP - Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CNRH - Conselho Nacional de Recurso Hídricos
DESO - Companhia de Saneamento de Sergipe
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
EPL - Equivalente Populacional Limitante
EU - União Europeia
IGARN - Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte
MDR - Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional
MMA - Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
NWI - National Water Initiative
OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PDRH/PB - Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba
PERH/PB - Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba
PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos
PT - Fósforo Total
PPU - Preço Público Unitário
RH - Recursos Hídricos
SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SOP - Standard Linear Operating Policy
SSD - Sistemas de Suporte a Decisão

SST - Sólidos Suspensos Totais

WTP - Willingness to Pay

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Esquematização da classificação para arranjos institucionais para serviços de água. .	29
Quadro 2- Arranjos institucionais que compõem os sistemas regulatórios em bacias hidrográficas federais.....	40
Quadro 3- Principais teorias de cobrança pelo uso da água.	44
Quadro 4 - Principais avanços e desafios da implantação da cobrança pelo uso da água bruta....	77

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 JUSTIFICATIVA	22
3 OBJETIVOS	24
3.1 Geral	24
3.2 Específico	24
4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
4.1 Gestão das águas no Brasil	25
4.2 Cobrança pelo uso da água	27
4.2.1 <i>Experiências Internacionais</i>	<i>27</i>
4.2.2 <i>Experiência Brasileira</i>	<i>32</i>
4.2.2.1 <i>Perspectiva teórica sobre a cobrança pelo uso de água no Brasil</i>	<i>34</i>
4.2.3 <i>Modelos de Cobrança</i>	<i>43</i>
4.2.3.1 <i>Vertentes dos modelos de cobrança</i>	<i>43</i>
4.2.3.2 <i>Cobrança pelo uso da água nas bacias federais do São Francisco, Paraíba do Sul e Doce</i>	<i>45</i>
4.3 Equacionamento dos modelos de cobrança	48
4.3.1 <i>Modelo Aplicado na Bacia do Rio São Francisco</i>	<i>48</i>
4.3.2 <i>Modelo Aplicado na Bacia do Rio Paraíba do Sul</i>	<i>50</i>
4.3.3 <i>Modelo Aplicado na Bacia do Rio Doce</i>	<i>55</i>
4.4 Modelo de disposição a pagar	57
4.4.1 <i>Otimização estocástica implícita (OEI)</i>	<i>58</i>
4.4.2 <i>Programação linear (PL)</i>	<i>60</i>
4.4.2.1 <i>Ajuste de curva com LOWESS</i>	<i>60</i>

5 METODOLOGIA	63
<i>5.1 Caracterização da área de estudo</i>	<i>64</i>
<i>5.1.1 Características Físicas</i>	<i>65</i>
<i>5.1.2 Características Hidrometeorológicas</i>	<i>65</i>
<i>5.1.3 Usuários e Cenários</i>	<i>69</i>
<i>5.2 Modelo de cobrança pelo uso da água bruta com base nos custos da escassez hídrica (CABCHE)</i>	<i>70</i>
<i>5.2.1 Artificios de Linearização</i>	<i>73</i>
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
<i>6.1 Diagnóstico dos mecanismos de cobrança pelo uso da água bruta</i>	<i>76</i>
<i>6.2 Implementação dos modelos de cobrança</i>	<i>78</i>
<i>6.3 Modelo de cobrança pelo uso da água bruta com base nos custos da escassez hídrica (CABCHE)</i>	<i>90</i>
7 CONCLUSÃO	108
8 FONTE DE FINANCIAMENTO	111
REFERÊNCIAS	112

1 INTRODUÇÃO

A água possui diversas finalidades, podendo gerar conflitos entre seus usuários, por isso a importância da gestão e a regulação dos recursos hídricos, que promovem a sustentabilidade nas demandas da tríade: economia, sociedade e meio ambiente. Além disso, viabiliza a harmonia entre os usuários, evitando conflitos atuais e futuros (BANCO MUNDIAL, 2016). As mudanças climáticas, associadas à gestão, ao inadequado gerenciamento dos recursos hídricos e ao crescente aumento das demandas, torna a água disponível, insuficiente para atender aos usos múltiplos e gera efeitos diretos no dia a dia da população e na economia de muitos países (ANA, 2015; PAGNOCCHESCHI, 2016; MELO; JOHNSON, 2017).

As condições hídricas adversas têm mobilizado a busca por soluções estruturantes e não estruturantes que potencializem uma melhor convivência com os recursos escassos. As medidas estruturantes compreendem as obras de engenharia, que podem ser caracterizadas como medidas intensivas (e.g., canalizações, reservatórios e restauração de calhas naturais) e extensivas (e.g., pequenos armazenamentos disseminados na bacia, recomposição de cobertura vegetal e controle de erosão do solo). As ações não estruturantes procuram disciplinar a ocupação territorial, o comportamento de consumo das pessoas e as atividades econômicas (e.g., ações de regulação do uso e ocupação do solo, e educação ambiental voltada ao controle da poluição difusa e da erosão) (KEJSER, 2016; ZETLAND, 2021).

Nesse contexto, a escassez de água e as crises decorrentes estão entre as maiores ameaças hídricas do Século XXI (GLORIA *et al.*, 2017; MATSUSHITA; GRANADO, 2017; WEF, 2019). Na Europa, por exemplo, a escassez de água é particularmente sentida nas mais diversas áreas, onde o abastecimento de água é insuficiente e, cada vez mais, fica aquém dos compromissos em atender à crescente demanda por este recurso (SAPINO *et al.*, 2020).

Segundo Monge e Alana (2020), os países e regiões mais afetados pela falta de água para os diversos usos incluem China, Egito, Índia, Israel, Paquistão, México, partes da África, Oceania (incluindo a Austrália) e dos Estados Unidos (Colorado, Califórnia, Las Vegas e Costa Leste). Nos Estados Unidos, Rússia, China e em algumas áreas da Oceania, os altos níveis de poluição limitam a quantidade de água doce disponível para consumo humano (DE AMORIM *et al.*, 2018; MAHLKNECHT *et al.*, 2020).

Em comparação aos demais países do mundo, o Brasil detém grande oferta hídrica. Contudo, a distribuição deste recurso é desigual no território nacional, com 68% localizados na

região Norte, onde há baixa concentração populacional, enquanto apenas 3% estão disponíveis na região Nordeste, que sofre com secas recorrentes (SOUSA JÚNIOR et al., 2016; RODRIGUES; LEAL, 2019).

Em se tratando do Estado da Paraíba, a bacia hidrográfica federal do rio Piancó-Piranhas-Açu é a maior da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, com área total de 43.683 km². A área da bacia divide-se entre os Estados da Paraíba (60%) e do Rio Grande do Norte (40%) e está completamente inserida em território de clima semiárido. A região é caracterizada por chuvas concentradas em poucos meses do ano (fevereiro a maio), além de um padrão de variabilidade interanual definido pela alternância entre anos de pluviosidade acima da média, outros regulares e anos consecutivos de valores abaixo da média, que resultam em secas prolongadas e baixa disponibilidade hídrica (AMORIM et al., 2017; ALMEIDA, 2017).

Nessa bacia, encontra-se a maior reserva hídrica do estado da Paraíba, que compreende os reservatórios Curema e Mãe D'água, com capacidades hídricas de 591,6 e 568,0 hm³, respectivamente. Juntos, os reservatórios somam uma capacidade máxima de acumulação de 1.159,6 hm³, formando um “mar no sertão”. Em função do aumento das demandas e das situações de escassez hídrica, observa-se o surgimento de vários conflitos envolvendo usuários de dois estados do Nordeste do Brasil (Paraíba e Rio Grande do Norte).

A cobrança pelo uso de recursos hídricos é um instrumento econômico previsto na Lei n. 9433 de 08 de janeiro de 1997, que tem como principais objetivos: *“reconhecer a água como um bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu valor real; incentivar a racionalização do uso da água; obter recursos financeiros para financiar programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos”* (BRASIL, 1997).

Nos últimos anos, a comunidade internacional tem expressado preocupações acerca da valoração da água e proposto diretrizes para a precificação adequada. Essas questões foram divulgadas por meio de uma série de documentos, entre os quais, destacam-se as publicações “Fazendo valer cada gota: uma agenda para a ação hídrica” (ONU; Grupo Banco Mundial, 2018) e “Encargos de água no Brasil: os caminhos a seguir” (OCDE, 2017).

Políticas de valoração inadequadas criam uma crise de infraestrutura e deixam muitos dos setores mais pobres da sociedade sem acesso à água em qualidade e quantidade compatíveis com as suas necessidades, tais como Oriente Médio, Sul da Europa, Costa Oeste dos Estados Unidos, Cidade do Cabo e outras regiões (GARRONE et al., 2019).

Deste modo, ferramentas como os Sistemas de Suporte à Decisão (SSD), que tenham aplicação direta nesta área e sejam de fácil implementação para a decisão de alocação de água, são imprescindíveis (MAGALHÃES, 2017). A ferramenta é utilizada tanto em decisões coletivas, como estruturadora da base de informações.

Diante desse contexto, desenvolveu-se uma metodologia de cobrança pelo uso da água bruta baseado nos custos da escassez hídrica (CABCEH). Para fins de validação, a nova metodologia foi avaliada no sistema hídrico Curema-Mãe D'Água, localizado na bacia do rio Piancó, semiárido paraibano. Tendo como base dados reais e a proposição de cenários fictícios que descrevam os conflitos entre usuários, a aplicação também foi comparada às metodologias de cobrança existentes e em plena operacionalização em outras bacias com águas sob o domínio federal.

A proposição de um modelo inovador de cobrança pelo uso da água bruta, fundamentado nos custos associados à escassez hídrica, com foco na bacia hidrográfica do rio Piancó, no semiárido paraibano e na disposição a pagar dos usuários, é de grande relevância para a região. Essa metodologia busca refletir com maior precisão os impactos econômicos e sociais da escassez, incentivando o uso racional da água e garantindo uma alocação eficiente e equitativa dos recursos.

2 JUSTIFICATIVA

A gestão dos recursos hídricos é uma questão de grande relevância para o desenvolvimento sustentável, especialmente em regiões semiáridas como o Estado da Paraíba, que enfrenta frequentes períodos de seca severa. A qualidade e a quantidade de água disponível estão diretamente ligadas ao progresso econômico, social e ambiental de uma região. Contudo, a disparidade entre oferta e demanda hídrica na Paraíba, revela a urgência de um gerenciamento eficiente que contemple tanto a situação atual quanto cenários futuros. Para isso, é indispensável o uso de ferramentas de monitoramento, previsão e modelos de gestão inovadores que considerem as peculiaridades locais.

Nesse contexto, a cobrança pelo uso da água, regulamentada pela Lei nº 9.433/97, apresenta-se como um dos instrumentos mais importantes da Política Nacional de Recursos Hídricos. Essa ferramenta não apenas visa ao controle quantitativo e qualitativo do recurso, mas também reforça o reconhecimento da água como bem econômico, incentivando seu uso racional e sustentável. Entretanto, os modelos de cobrança aplicados atualmente apresentam limitações significativas, pois nem sempre refletem as especificidades regionais ou conseguem lidar de forma eficaz com cenários de escassez hídrica por serem modelos do tipo AD HOC (arreacadatório), como os vividos pelo semiárido brasileiro.

A gravidade dos impactos das secas prolongadas, como o evento plurianual de 2012 a 2017, evidenciou a fragilidade dos modelos tradicionais de gestão hídrica. Nesse período, a escassez extrema resultou em perdas econômicas e sociais severas, além de destacar a falta de controle sobre usos inadequados dos recursos hídricos, especialmente no setor de irrigação. A criação de resoluções emergenciais, como a conjunta ANA, IGARN-RN e AESA-PB nº 640/2015, demonstrou que medidas mais sofisticadas e adaptadas à realidade local poderiam ter prevenido ou mitigado os conflitos e danos causados pela seca.

Diante desse cenário, o modelo proposto, denominado CABCEH (Cobrança Baseada nos Custos da Escassez Hídrica), representa uma abordagem inovadora e inédita, ao integrar as flutuações dos volumes dos reservatórios como elemento central do cálculo tarifário. Diferente dos modelos convencionais, o CABCEH ajusta os valores a serem cobrados conforme os volumes disponíveis, sendo mais acessíveis ou inexistentes em períodos de abundância, mas proporcionalmente maiores em situações de escassez. Esse mecanismo incentiva o uso racional da água e promove um equilíbrio dinâmico entre oferta e demanda, especialmente em regiões com

alta vulnerabilidade hídrica, como a bacia do rio Piancó, no semiárido paraibano.

Além disso, o modelo incorpora elementos inéditos, como a disposição a pagar dos usuários, que considera suas condições socioeconômicas, necessidades específicas e capacidades de adaptação. Essa abordagem amplia a equidade no acesso ao recurso e reforça o princípio de justiça ambiental, beneficiando principalmente comunidades mais vulneráveis. A aplicação do CABCEH em cenários reais e hipotéticos de conflitos hídricos também oferece uma metodologia prática para analisar, comparar e estimar a arrecadação em sistemas hídricos estratégicos, como o Curema-Mãe D'Água, fortalecendo sua viabilidade técnica e política.

O ineditismo do modelo CABCEH está em sua capacidade de combinar inovação, adaptação regional e eficiência econômica para enfrentar os desafios contemporâneos da gestão hídrica. Ele não apenas propõe soluções práticas para mitigar os impactos da escassez, mas também oferece uma base sólida para o desenvolvimento de políticas públicas mais inclusivas, sustentáveis e eficazes, estabelecendo um novo paradigma na gestão de recursos hídricos no Brasil e em outras regiões afetadas por condições similares.

Na esfera acadêmica, o estudo avança o conhecimento sobre gestão de recursos hídricos ao propor uma metodologia integradora e inovadora. Essa abordagem pode servir como referência para pesquisas futuras e aplicações práticas em cenários de escassez hídrica. Além disso, o estudo fomenta o debate sobre a precificação da água, abrindo caminho para abordagens interdisciplinares que envolvam economia, engenharia e políticas públicas. Em síntese, o modelo CABCEH oferece uma solução prática e teórica para os desafios contemporâneos da gestão hídrica, com impactos significativos no desenvolvimento sustentável e na formulação de políticas mais inclusivas e eficazes.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Desenvolver e avaliar uma abordagem para a cobrança pelo uso da água bruta em reservatórios de múltiplos usos, considerando a escassez hídrica como um fator determinante na definição dos preços públicos, de modo a incentivar a alocação eficiente, equitativa e sustentável dos recursos hídricos.

3.2 Específico

- Avaliar e comparar a aplicação de modelos tradicionais de cobrança pelo uso da água no sistema hídrico Curema-Mãe D'Água, identificando suas limitações e potenciais aprimoramentos;
- Desenvolver um modelo inovador de cobrança que incorpore os custos de escassez hídrica, ajustando os preços públicos unitários de acordo com o estado hídrico do sistema, visando otimizar a gestão dos recursos hídricos;
- Testar a aplicabilidade do modelo proposto no sistema hídrico Curema-Mãe D'Água, considerando diferentes cenários de oferta e demanda de água; e
- Analisar os impactos da transposição das águas do rio São Francisco sobre a disponibilidade hídrica, a arrecadação e a eficiência do sistema Curema-Mãe D'Água.

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 *Gestão das águas no Brasil*

O gerenciamento das águas, enquanto um aspecto da gestão dos recursos hídricos, não é um fenômeno recente e já pode ser observado desde o período colonial. A população de baixa renda sempre foi a mais desfavorecida com o abastecimento. A água foi continuamente explorada como um recurso econômico, sem preocupação com sua preservação. A economia estava ligada à exploração intensiva de recursos naturais e às monoculturas com mão de obra escrava, caracterizada por ciclos mercantis como o do pau-brasil, do açúcar, do ouro, da borracha e do café. O desenvolvimento das regiões brasileiras e o uso da água estavam associados a esses ciclos (CARVALHO, 2015).

Com a mineração, houve um aumento da valorização econômica dos rios, pois eles indicavam o caminho das minas de ouro e, nos casos de ouro de aluvião, representavam o próprio ouro. O garimpo causou grande degradação das águas. A água tornou-se motivo de cobiça e ganhou um grande valor econômico (COSTA *et al.*, 2018).

Até o final do Século XIX, a economia era basicamente agrícola, o café era o principal produto e havia o início da industrialização manufatureira. O ciclo do café também influenciou na gestão dos recursos hídricos. A política de saneamento no Rio de Janeiro, por exemplo, foi implementada, no Século XIX, devido ao interesse de atrair mais trabalhadores estrangeiros, aumentando a força de trabalho nas zonas produtoras de café.

Durante a colonização, os rios foram usados como via de acesso ao interior, e o controle sobre as reservas hídricas influenciou na disposição dos primeiros núcleos urbanos. (ANA, 2004). Assim, a presença de água influenciou na ocupação do território pelos portugueses, como foi o caso da escolha de Olinda como sede da Capitania de Pernambuco.

A população foi se concentrando nas áreas urbanas, muitas vezes em regiões com pouca oferta de água. De acordo com Santos et al. (2013), a crescente demanda de água, aliada às barreiras impostas pelo déficit, e seu uso insustentável aumentaram a necessidade de planejar, racionalmente, e promover políticas de gestão desse recurso.

A gestão dos recursos hídricos integra um conjunto de práticas necessárias à manutenção da disponibilidade qualitativa e quantitativa da água. Trata-se da gestão das disponibilidades e demandas hídricas, do conhecimento dos problemas existentes na bacia hidrográfica, da definição das estratégias de planejamento para uso futuro, identificação das fontes de recursos financeiros e

planejamento para aplicação destes recursos a curto, médio e longo prazos. Com a Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, iniciou-se no Brasil, uma nova fase para a gestão dos recursos hídricos (FINKLER et al., 2015; GARRONE et al., 2019).

Atualmente, os programas baseados na Lei incluem a gestão de usos múltiplos de recursos hídricos levando em consideração não só os aspectos relacionados à quantidade de água necessária ao atendimento da demanda, mas também à qualidade desejada para os seus diversos usos.

O processo de expansão urbana e o crescimento demográfico, além de provocar um aumento de demanda pelos serviços de abastecimento de água, pode levar a uma ocupação das áreas de mananciais, além de sua capacidade à adoção de modelos de uso de solo incompatíveis com sua função de abastecimento público. Sem dúvida, a água constitui o elemento que sofre, de forma mais direta, os impactos causados por esse aumento de demandas, motivado pelo crescimento demográfico e/ou econômico (UNICEF; WHO, 2019; RODRIGUES; LEAL, 2019).

A ausência ou ineficácia de práticas que visam garantir a preservação, conservação e o gerenciamento das águas, acarretam custos sociais, econômicos e ambientais, estes que fragilizam a relação sociedade e meio ambiente, sendo um dos entraves ao desenvolvimento social, ambiental e econômico (PICOLI, 2020).

Um dos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) é assegurar às atuais e futuras gerações a disponibilidade de água, baseada no fundamento de que a água é um bem de domínio público, dotado de valor econômico, cujo uso prioritário, em situações de escassez, é voltado para o consumo humano e a dessedentação de animais.

Com o intuito de ser implementada efetivamente, além de alcançar seus objetivos, a PNRH conta com os seguintes instrumentos. os Planos de Recursos hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes, seguindo os usos preponderantes da água; a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; a cobrança pelo uso de recursos hídricos; e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. Os instrumentos se relacionam de forma complementar, propiciando informações para que o sistema de recursos hídricos, estabeleça propostas para o enquadramento, diretrizes para a instituição da cobrança e prioridades para a concessão de outorgas (SILVA, 2020).

A gestão dos recursos hídricos no Brasil reflete uma trajetória histórica marcada por exploração econômica desordenada e desigualdade no acesso à água, sobretudo para a população de baixa renda. Apesar dos avanços com a Política Nacional de Recursos Hídricos e seus

instrumentos de regulação, desafios persistem devido ao crescimento urbano descontrolado, ao uso insustentável dos mananciais e à ineficácia de políticas públicas em algumas regiões. A cobrança pelo uso da água, embora necessária para incentivar a racionalização e garantir investimentos na infraestrutura hídrica, ainda carece de uma aplicação mais justa e eficaz, especialmente em cenários de escassez. Assim, é imprescindível fortalecer políticas de preservação e conservação hídrica, conciliando desenvolvimento econômico com sustentabilidade, garantindo que a água seja tratada como um bem essencial à vida e não apenas como um recurso mercadológico.

4.2 Cobrança pelo uso da água

A cobrança pelo uso da água foi introduzida como instrumento de gestão pela primeira vez na França e teve como objetivo impulsionar o uso racional da água e dotá-la de valor econômico, além de alocar recursos financeiros na bacia hidrográfica de forma participativa (DEMAJOROVIC *et al.*, 2015). A estrutura de gestão das águas francesa serviu como modelo para outros países.

Segundo a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2017), os coeficientes de cobrança pelo uso da água e suas metodologias buscam minimizar os custos e externalidades advindos do uso irracional doméstico e industrial da água pela captação e poluição.

4.2.1 Experiências Internacionais

Diversos países fazem uso dos instrumentos de cobrança pelo uso da água, que geram receitas e podem ser aplicadas no financiamento de projetos e programas nas bacias hidrográficas, a exemplo dos investimentos em obras de saneamento na África do Sul, Alemanha, França e Holanda, e do custeio de agências de gerenciamento de água na Colômbia, Estados Unidos e México (CHU; GRAFTON, 2018; VILARINHO *et al.*, 2021).

Neste sentido, nos Estados Unidos a cobrança pelo uso da água é feita de acordo com a quantidade de água utilizada em seus diversos usos, os preços são públicos, e toda a receita é destinada para financiamento do órgão gestor de RH. Há altos subsídios à irrigação e sua estrutura regulatória é feita em âmbito federal. Por outro lado, na Colômbia as tarifas são em cima da qualidade e quantidade de água usada, toda a receita é destinada para financiamento do órgão gestor de RH. Ainda na Colômbia, o sistema difícil e a capacidade institucional frágil dificultam a implantação da cobrança, sua estruturação regulatória é realizada de duas maneiras em âmbito federal e estadual (CEIVAP, 2019; HE *et al.*, 2020).

De forma similar, no México a cobrança pelo uso da água é feita em cima da qualidade da água disponibilizada para consumo. Toda a receita é destinada para: tesouro (parte para dotação orçamentária do órgão de RH) e financiamento do órgão gestor de RH. Sua estrutura regulatória é realizada em âmbito federal, existe uma dificuldade na implantação da cobrança pelo uso da água, em virtude de fragilidades existentes na geração de receita e na sua capacidade institucional, cobrança pela lógica de padrão ambiental (CEIVAP, 2019).

Em contrapartida, na França a cobrança pelo uso da água é feita de acordo com a qualidade e quantidade de água usada, os preços são públicos, e toda a receita é destinada para: financiamento de obras, operações de serviços de água e tratamento de esgoto nas bacias. As bacias hidrográficas são consolidadas como órgão superior e gerador de receitas, cobrança pela lógica de padrão ambiental e estrutura dos comitês e agências (CEIVAP, 2019).

Além disso, uma das estratégias do governo francês, é a otimização de suas políticas de tarifação de água através de *feedbacks* dos efeitos dessas políticas, uma das principais características do quadro de segurança da água (expandindo suas pesquisas e estudos). Além disso, asseguram que os valores cobrados pela água estejam abaixo do salário-mínimo nacional e as concessionárias de água disponibilizam incentivos para famílias de baixa renda que não conseguem pagar suas faturas de água mensalmente (ZEITOUN et al., 2016; FORRER, et al., 2016).

Já na Austrália, o sistema de cobrança começou a criar forma na década de 1990 por diretrizes estabelecidas pela *National Water Initiative* (NWI). A partir daí foram instituídas taxas e tarifas com a finalidade de recuperar os custos de manutenção dos sistemas hidráulicos e os investimentos realizados na bacia hidrográfica. Os estados australianos precisam fazer uso de posturas diferentes em relação à cobrança pelo uso da água mesmo tendo que seguir as diretrizes estabelecidas pela NWI, pois estes precisam se adequar às problemáticas decorrentes da escassez hídrica em boa parte do território australiano (GAMA ENGENHARIA, 2016).

Na Holanda a cobrança pelo uso da água, também é instituída sobre a qualidade e quantidade de água usada, os preços são públicos, e toda a receita é destinada para: financiamento de obras, operações de serviços de água e tratamento de esgoto nos municípios. O estímulo à geração e controle de receitas altas, tem relação direta com a determinação da cobrança em níveis elevados e crescentes, cobrança pela lógica de padrão ambiental e estrutura regulatória federal e estadual (CEIVAP, 2019).

De acordo com a CEIVAP (2019), no modelo alemão, a administração de água e a operação dos serviços de água são separados. A administração do estado não tem interesse direto no uso da água. Portanto, conflitos com interesses privados não ocorrem. As associações têm autonomia gerencial, decisória e financeira e atuam no controle de enchentes, irrigação e drenagem. As contribuições dos associados custeiam as ações de gestão e a atuação nas bacias. Sua estrutura regulatória é realizada em âmbito federal e estadual, e uma diminuição na cobrança para atendimento de padrões de forma limitada induziu um avanço significativo no controle e diminuição da receita efetiva.

Assim como na maioria dos países, em Portugal, a cobrança pelo uso da água considera aspectos que vão além da captação da água. No país é implementada a cobrança sobre: a poluição, por ocupação da superfície aquática, leitos e margens de corpos d'água; pela mineração de areia e pelos custos relativos à gestão dos recursos hídricos. São considerados também, aspectos relacionados aos efeitos da escassez hídrica de cada região do território português (OCDE, 2017).

No Quadro 1 pode-se observar a classificação dos arranjos institucionais dos modelos de gestão dos recursos hídricos da União Europeia (EU). Estes modelos estão de acordo com o “*Assessment of cost recovery through water pricing*”, elaborado pela Agência Europeia de Meio Ambiente” (CEIVAP, 2019) e sua estruturação é dividida em administração pública e privada, com administração direta ou por delegação.

Quadro 1- Esquematização da classificação para arranjos institucionais para serviços de água.

	Administração Direta	Administração por Delegação
Administração Pública	Dinamarca, Luxemburgo, Suécia, Áustria, Finlândia, Irlanda do Norte, Irlanda.	Portugal, Escócia, Grécia, Itália, Alemanha, Países Baixos, Bélgica.
Administração Privada	Inglaterra e País Gales	França e Espanha.

Fonte: EUROPEAN-ENVIRONMENT-AGENCY (2013) apud CEIVAP (2019).

Segundo Shen e Wu (2016), a China desenvolveu uma estrutura abrangente de tarifação da água ao longo dos anos. São cinco tipos de tarifação, e essas estão incluídas na estrutura de tarifação da água do país, relacionadas a recursos, serviços e questões ambientais: a taxa de recursos hídricos; a tarifa de abastecimento de água para engenharia hidráulica; a tarifa de abastecimento de água urbana; a tarifa de coleta e tratamento de águas residuais; e taxas de descarga de poluentes.

No ano de 2016, foi criada na China uma Plataforma Nacional de Direitos a Intercâmbio da Água, uma maneira de facilitar a troca de direito à água através de mecanismos de mercado e incentivar a economia de água na nação (MWR, 2017, HE et al., 2020). Os usuários de água recebem uma cota de água para ser utilizada durante o mês, caso haja economia de água a sobra pode ser vendida para outros usuários, aqueles consumidores que necessitam de uma quantidade de água superior à sua cota podem comprar a água de outros usuários na mesma bacia hidrográfica (MWR, 2017, He et al., 2020). Além disso, a China também lançou: 1) um experimento tributário sobre recursos hídricos para gerenciar a crescente demanda de água; e 2) incentivar a economia de água.

Na Índia, os direitos à água são baseados na lei ribeirinha que dá o direito à água com base na proximidade. Se as comunidades ou indivíduos estão próximos das fontes de água (como rios ou aquíferos), isso lhes concede o direito de uso primeiro ao recurso. No que diz respeito aos preços, a nova política de água indica que a água deve ser tratada como um bem econômico (CHAUDHURI; ROY, 2019). Portanto, sugere que a água pode ser tarifada para promover o uso eficiente e maximizar o valor. Além disso, a política observa que, embora a prática de preços administrados possa ter que ser continuada, os preços administrados precisam, cada vez mais, ser guiados por princípios econômicos. A Índia implementa um sistema de direitos de uso da água e a China não, enquanto a China cobra recursos e encargos ambientais e a Índia não (SHEN; REDDY, 2016; SHEN; WU, 2016; MWR, 2017; HE et al., 2020).

Como forma de incentivar a comunidade a economizar água e em resposta à seca que atingiu o município metropolitano da Cidade do Cabo (CoCT), África do Sul nos anos de 2017 e 2018, adotou uma política de aumento nos mecanismos de preços e não preços pelo uso da água, de agora em diante conhecido como ações do CoCT (COCT, 2018; ZIERVOGEL, 2019). Entre as medidas adotadas estavam: restrições no uso da água e aumento das tarifas de água; instalação de gerenciamento de água, dispositivos que restringem o fluxo de água e, portanto, limitam o consumo doméstico abaixo de um determinado nível; e estabelecendo uma campanha de conservação de água que incluiu informações sobre a ameaça do Dia Zero, (quando as torneiras domésticas seriam completamente fechadas, a menos que o consumo fosse reduzido) (COCT, 2018; JOUBERT; ZIERVOGEL, 2019 ; ZIERVOGEL, 2019).

Se não for implantado com cuidado o mercado de água pode desencadear resistência. De acordo com Grafton et al. (2016), uma das maiores dificuldades enfrentadas no Oriente Médio e

no Norte da África está em gerenciar as demandas e colocar os estímulos adequados para a economia de água. Tais questões são politicamente sensíveis, porém são eficazes na melhoria da prestação de serviços de água e a produtividade dos recursos hídricos (ALJAMAL et al., 2020).

Segundo a OCDE (2017), é importante ressaltar algumas características do instrumento de cobrança pelo uso da água em diversas partes do mundo:

- A cobrança é gerenciada, em sua maioria, em níveis subnacionais, quando considerados os casos mais avançados. Alemanha administrada em nível estadual, França a nível de bacia hidrográfica, no Reino Unido gerido por quatro administrações descentralizadas e na Bélgica administrada de maneira regional;
- Os valores cobrados, em sua maioria, são resultantes da origem da água (subterrânea ou superficial) e do tipo de usuários (doméstico, industrial e agrícola);
- O ramo industrial, associado de alguma forma ao setor de recursos hídricos, é o alvo principal da cobrança, que paga um custo relativamente mais elevado em relação ao setor agrícola, que, por sua vez, se beneficia de descontos ou isenções.

Embora a estruturação seja diferente entre os diversos países, os princípios gerais para a tarifação da água são semelhantes, considerando esses países a água como um bem e fornecendo subsídios para o uso da água de forma prioritária, como uso doméstico e agricultura. No mesmo tempo, esses países querem promover eficiência e recuperação de custos (SHEN; REDDY, 2016; MWR, 2017; SHEN; WU, 2016; HE et al., 2020).

Segundo Barrego et al. (2020), em sua maioria, os economistas e estudiosos sobre a tarifação da água defendem que as abordagens baseadas em preços para promover um uso mais eficiente de recursos hídricos (especialmente nos locais que sofrem de escassez de água) e / ou no sentido de alcançar metas de conservação são mais eficientes do que abordagens não baseadas em preços.

Com a finalidade de entender a utilidade da cobrança pelo uso da água e de como a implantação de tarifas pode ajudar a alcançar as metas impostas pelas políticas de gestão das águas, deve-se evitar a aposição de diferentes conceitos e objetivos, que devem ser mantidos separados. Em vez de utilizar fórmulas mágicas, capazes de conseguir a alocação ideal dos recursos hídricos, os preços devem ser entendidos e projetados em um contexto mais amplo, de forma coerente e sinérgica com outros instrumentos (MASSARUTTO, 2020).

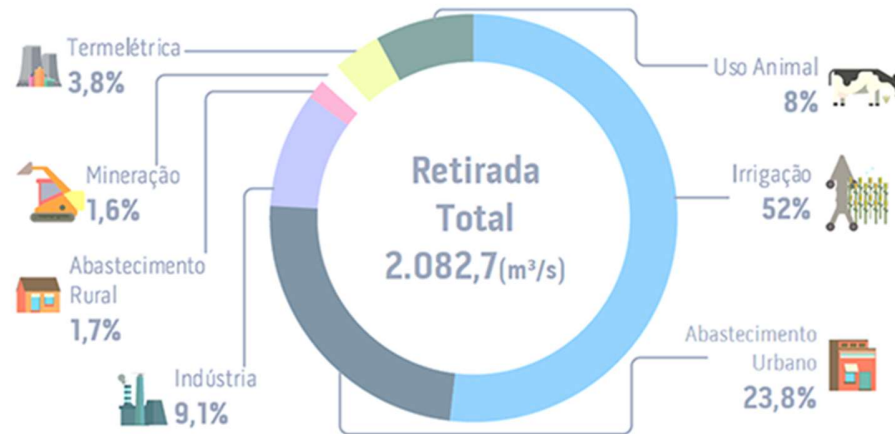
Uma das maneiras de redução na demanda de água é a adoção de tarifação progressiva, ao invés de uma taxa fixa altamente subsidiada. Valores reais podem auxiliar na redução do uso excessivo dos recursos, causando menos prejuízos ao meio ambiente (REY et al., 2019). De acordo com Ma et al. (2018), contudo, as políticas costumam ter diversos objetivos conflitantes e, além do mais, a dificuldade de implantar algumas considerações críticas para inclusão no padrão de análise econômica.

A cobrança pelo uso da água é uma ferramenta essencial para a gestão eficiente dos recursos hídricos, sendo adotada de maneira diferenciada em diversos países, conforme suas realidades e necessidades específicas. Embora a estrutura regulatória varie, com modelos que vão desde o nível federal até o local, o objetivo comum é incentivar a economia de água, garantir a sustentabilidade dos sistemas hídricos e financiar melhorias nos serviços de abastecimento e tratamento. No entanto, a implementação dessas tarifas enfrenta desafios, como a resistência de alguns setores, a dificuldade de aplicar políticas eficazes em regiões com escassez hídrica e as complexidades associadas à definição de preços justos, que considerem tanto a equidade social quanto a eficiência econômica. A cobrança progressiva, por exemplo, surge como uma solução eficaz, pois estimula o uso responsável da água, ao mesmo tempo em que reduz os impactos ambientais. Contudo, é crucial que as políticas de tarifação da água sejam bem planejadas, com uma visão holística que contemple todos os aspectos da gestão hídrica, sem perder de vista os objetivos sociais e ambientais. Isso requer uma combinação equilibrada de preços, incentivos e fiscalização, além de uma gestão transparente e eficiente que evite o desperdício e promova o acesso equitativo ao recurso.

4.2.2 Experiência Brasileira

O desenvolvimento econômico, associado ao processo de urbanização do país, está diretamente ligado ao histórico da evolução dos usos da água. Em 2017, um total de 3 milhões de brasileiros foi afetado por cheias e inundações, enquanto quase 38 milhões foram atingidos por secas (ANA, 2018b). Na Figura 1 encontra-se ilustrado as demandas de uso da água no Brasil por setor usuário.

Figura 1- Demanda de água no Brasil.



Fonte: ANA (2019b).

Uma série de evidências demonstra que as crises relacionadas aos recursos hídricos têm ligação direta com a sua gestão e governança. Bilhões de pessoas em países menos desenvolvidos não têm acesso a serviços adequados de abastecimento de água e de esgotamento sanitário (GLORIA et al., 2017; MATSUSHITA; UNICEF; WHO, 2019).

Os serviços de tratamento de água e esgoto são essenciais para conservar e promover a qualidade de vida da sociedade. Os ativos físicos municipais, compostos em sua maior parte por infraestruturas ligadas à prestação de serviços de saneamento, devem ser administrados com foco nas gerações atuais e futuras (PAGNOCCHESCHI, 2016; MELO; JOHNSON, 2017; AMARAL et al. 2017).

Neste sentido, a cobrança se refere ao uso da água bruta e não deve ser comparado com os valores pagos pelo tratamento da água às concessionárias de serviços de saneamento (HALL et al., 2017; GRAFTON et al., 2020; VILARINHO et al., 2021).

A cobrança pelo uso da água foi introduzida como instrumento de gestão pela primeira vez na França em 1969 e teve como objetivo impulsionar o uso racional da água e dotá-la de valor econômico, além de alocar recursos financeiros na bacia hidrográfica de forma participativa (DEMAJOROVIC et al., 2015). A estrutura francesa de gestão das águas serviu como modelo para outros países.

Segundo a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2017), os coeficientes de cobrança pelo uso da água e suas metodologias buscam minimizar os custos e externalidades advindos do uso irracional doméstico e industrial da água pela captação e poluição.

Conforme Miranda et al. (2021), fica evidente na Lei das Águas que a cobrança esteja ligada diretamente à outorga de direito de uso da água. Desse modo, seu cálculo é estabelecido em função da vazão autorizada para uso, ou seja, das vazões de captação, lançamento e/ou consumo. A captação corresponde à quantidade de água retirada para determinado uso; o lançamento ou diluição é equivalente à água necessária para diluir efluentes; e o consumo corresponde à água que não retorna diretamente ao corpo hídrico, ou seja, a diferença entre a vazão de água outorgada para a captação e a vazão do efluente lançada no corpo hídrico (FINKLER *et al.*, 2015).

É notório que a cobrança pelo uso da água é um instrumento para alcançar importantes objetivos que auxiliam na resolução de problemas relacionados à contínua degradação da qualidade e quantidade das águas (RODRIGUES; LEAL, 2019).

A cobrança pelo uso da água, ao ser implementada como um instrumento de gestão, representa uma medida essencial para promover o uso racional e sustentável dos recursos hídricos. Ao vincular a tarifa à quantidade de água consumida e à qualidade do recurso, a cobrança não só incentiva a conscientização sobre a escassez hídrica, mas também gera receitas que podem ser aplicadas diretamente na recuperação e preservação das bacias hidrográficas. A experiência da França, que introduziu essa cobrança em 1969, exemplifica o sucesso de uma gestão participativa que leva em conta tanto o valor econômico da água quanto a necessidade de alocar recursos para o bem-estar coletivo. No entanto, é crucial que as metodologias adotadas para definir os coeficientes de cobrança sejam ajustadas às realidades locais, considerando a diversidade de usos e a capacidade de pagamento das diferentes comunidades.

4.2.2.1 Perspectiva teórica sobre a cobrança pelo uso de água no Brasil

O Brasil e o mundo têm vivenciado um quadro de escassez de água alarmante. Antes enxergada como recurso infinito, há décadas a água já é reconhecida como bem limitado. É fato notório, que os volumes de água em reservatórios de bacias hidrográficas encontram-se frequentemente abaixo dos níveis considerados adequados (GLORIA et al., 2017; MATSUSHITA; ANA, 2018a; WEF, 2019).

A nação brasileira é uma federação composta por 26 estados e um distrito federal. Em 2019 existiam 222 comitês de bacias hidrográficas implementados no país, sendo 79 localizados na

Região Sudeste, 51 na Região Nordeste, 53 na Região Sul, 26 na Região Centro-Oeste e 13 na Região Norte. Minas Gerais é o estado com maior número de comitês implementados, 35 no total. Já os estados do Acre, Amapá e Pará ainda não possuem qualquer comitê de bacia hidrográfica implementado (ANA, 2019a). Na Tabela 1, está descrita a distribuição dos comitês de bacias hidrográficas nos estados no Brasil.

Tabela 1- Distribuição dos Comitês de Bacias Hidrográficas no Brasil.

QUANTIDADE DE COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS NO BRASIL					
Estado	Região	Número	Estado	Região	Número
Acre	Norte	Não existe	Paraíba	Nordeste	3
Alagoas	Nordeste	5	Pará	Norte	Não existe
Amapá	Norte	Não existe	Paraná	Sul	11
Amazonas	Norte	2	Pernambuco	Nordeste	7
Bahia	Nordeste	14	Rio de Janeiro	Sudeste	9
Ceará	Nordeste	12	Rio Grande do Norte	Nordeste	3
Distrito Federal	Centro-Oeste	3	Rio Grande do Sul	Sul	25
Espírito Santo	Sudeste	14	Rondônia	Norte	5
Goiás	Centro-Oeste	10	Roraima	Norte	Não existe
Maranhão	Nordeste	2	Santa Catarina	Sul	17
Minas Gerais	Sudeste	35	Sergipe	Nordeste	3
Mato Grosso do Sul	Centro-Oeste	3	São Paulo	Sudeste	21
Mato Grosso	Centro-Oeste	10	Tocantins	Norte	6
Piauí	Nordeste	2			
Total					222

Fonte: Elaborado a partir de ANA (2025).

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de gestão que visam orientar a implementação da política de recursos hídricos. O plano nacional e os planos estaduais de recursos hídricos, por exemplo, devem ser elaborados de maneira integrada aos planos das bacias hidrográficas, partindo da maior até a menor escala, nas normas relativas à proteção do meio ambiente e nas diretrizes do planejamento e gerenciamento ambientais. Neste contexto, os Planos

Estaduais de Recursos Hídricos (PERH) estabelecem diretrizes e critérios de gerenciamento em escala estadual, refletindo as necessidades regionais expressas nos planos de bacia (ANA, 2019a). Dentre as 27 unidades da federação brasileira, 16 possuem PERH elaborados, quatro estão em fase de revisão, cinco estão revisados e dois em fase de elaboração. Ilustra-se na Tabela 2 a situação dos planos de recursos hídricos em todas as unidades do Brasil.

Tabela 2 - Planos de Recursos Hídricos nos Estados.

PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS NOS ESTADOS BRASILEIROS							
Estado	Região	Situação	Aprovação	Estado	Região	Situação	Aprovação
Acre	Norte	Elaborado	2011	Paraíba	Nordeste	Em revisão	2011
Alagoas	Nordeste	Elaborado	2011	Pará	Norte	Elaborado	2021
Amapá	Norte	Em elaboração	Pendente	Paraná	Sul	Elaborado	2009
Amazonas	Norte	Elaborado	2020	Pernambuco	Nordeste	Em revisão	1998
Bahia	Nordeste	Em revisão	2005	Rio de Janeiro	Sudeste	Elaborado	2014
Ceará	Nordeste	Revisado	1992	Rio Grande do Norte	Nordeste	Em revisão	1998
Distrito Federal	Centro-Oeste	Revisado	2006	Rio Grande do Sul	Sul	Em Elaboração	2014
Espírito Santo	Sudeste	Elaborado	2018	Rondônia	Norte	Elaborado	2017
Goiás	Centro-Oeste	Revisado	1997	Roraima	Norte	Elaborado	2008
Maranhão	Nordeste	Elaborado	2020	Santa Catarina	Sul	Elaborado	2017
Minas Gerais	Sudeste	Elaborado	2011	Sergipe	Nordeste	Elaborado	2011
Mato Grosso do Sul	Centro-Oeste	Revisado	2009	São Paulo	Sudeste	Revisado	1994
Mato Grosso	Centro-Oeste	Elaborado	2009	Tocantins	Norte	Elaborado	2011
Piauí	Nordeste	Elaborado	2010				

Fonte: Adaptado de ANA (2025).

Ao tratar de bacias hidrográficas de domínio estadual, os estados do Ceará, Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais e Paraíba são os únicos que já implementaram, total ou parcialmente, a cobrança pelo uso da água. O Ceará foi o responsável pela primeira experiência brasileira de cobrança, que teve início em 1996, antes mesmo da Política Nacional de Recursos Hídricos. Rio

de Janeiro e São Paulo implantaram a cobrança pelo uso da água na sequência, em 2004 e 2007, respectivamente. Depois disso, Minas Gerais adotou um modelo de cobrança em 2010, o Paraná em 2013 e a Paraíba em 2015. Na Figura 2, apresenta-se a evolução da cobrança pelo uso da água no Brasil.

Figura 2- Evolução da cobrança pelo uso da água no Brasil.



Fonte: ANA (2019b).

Avanços significativamente ocorreram desde 2017, com a implementação desse instrumento de gestão em diversas bacias hidrográficas e estados. No âmbito das bacias de domínio da União, destacam-se a Bacia do Rio Grande, que aprovou a cobrança em 2023, e a Bacia do Rio São Francisco, onde a ANA reforçou diretrizes para a cobrança em 2025, além das Bacias dos Rios Paraíba do Sul, Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), Doce, Paranaíba e Verde Grande, que tiveram reajustes nos valores para 2025 (ANA, 2025).

Entre os estados que regulamentaram a cobrança, Tocantins implementou a medida em março de 2023, seguido pelo Piauí em maio, Goiás em junho, Alagoas em setembro e, em novembro, Rio Grande do Norte e Sergipe também aprovaram resoluções para a sua adoção. No

Rio Grande do Sul, a Bacia do Rio Gravataí aprovou a cobrança em dezembro de 2023, enquanto nas Bacias PCJ, que abrangem São Paulo e Minas Gerais, a atualização dos valores garantirá mais R\$ 252 milhões para investimentos em obras a partir de 2025. Esses avanços demonstram um esforço contínuo para fortalecer a gestão sustentável dos recursos hídricos no país, promovendo o uso racional da água e incentivando investimentos em infraestrutura hídrica (ANA, 2025).

A principal referência para implantação da cobrança pelo uso da água no Brasil vem de experiências francesas, em virtude do seu modelo estrutural ter como foco os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) e entidades delegatárias, que atuam como agências de água. Embora os modelos francês e brasileiro sejam descentralizados, o primeiro é classificado como privado. No Brasil, prevalece o uso da estrutura pública, as agências têm por objetivo a gestão dos recursos hídricos na localidade, e os CBH têm como função deliberar sobre soluções para as bacias hidrográficas (ANA, 2019b; FONSECA *et al.*, 2020; MIRANDA *et al.*, 2021).

Como já mencionado anteriormente, o estado do Ceará foi o primeiro a implantar o sistema de cobrança pelo uso dos recursos hídricos no Brasil. De acordo com Silva *et al.* (2015), a cobrança pelo uso da água na época tinha por finalidade propiciar subsídios para manter a sustentabilidade do sistema de gerenciamento dos recursos hídricos, por meio do pagamento da operação e manutenção da infraestrutura hídrica, bem como apoiar a organização de usuários e o funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará. Até 2018, mais de R\$ 2,2 bilhões foram arrecadados com a cobrança de água nas bacias estaduais brasileiras. Pode-se observar na Figura 3 as arrecadações por cobrança em bacias interestaduais.

Figura 3- Encargos acumulados pagos pelos usuários de água em bacias hidrográficas interestaduais.



Fonte: CBHs/ANA, (2024).

A Lei das Águas do Brasil (9.433/1997) preconiza que os valores arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos serão aplicados prioritariamente em benefício da bacia hidrográfica em que foram gerados. O dinheiro é, portanto, arrecadado pela Agência Nacional de Águas- ANA e integralmente repassado ao Comitê da Bacia Hidrográfica, devendo ser aplicados em planos, projetos e obras que tenham por objetivo gerenciar, controlar, fiscalizar e recuperar os recursos hídricos. Vale ressaltar que até 7,5% dos recursos arrecadados podem ser utilizados para o "pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos" (§1º do Art. 22 da Lei 9.433/1997) (BRASIL, 1997; ANA, 2018a; QUEIROZ et al., 2020; MEENA et al., 2020).

Embora a cobrança pelo uso da água seja um instrumento econômico, para sua efetiva implementação é necessário que exista um instrumento de comando e controle: a outorga de direito

de uso da água (BRASIL, 1997; MMA, 2006; CASTRO, 2016; HALL et al., 2017; BORREGO et al., 2020; BRITO; AZEVEDO, 2020).

De acordo com a legislação, a cobrança deve ser aplicada aos seguintes usos de recursos hídricos sujeitos a concessão: derivação ou captação de uma porção da água em um corpo d'água para consumo final, incluindo abastecimento público ou insumos do processo de produção; extração de água do aquífero subterrâneo para consumo final ou processo de produção; descarte de esgoto ou outro resíduo líquido ou gasoso, tratado ou não, com a finalidade de sua diluição, transporte ou disposição final, em corpo d'água; aproveitamento do potencial hidrelétrico; outros usos que alteram o regime, a quantidade ou a qualidade da água em um corpo d'água (BRASIL, 1997; MMA, 2006; BRITO; AZEVEDO, 2020).

Atualmente, a cobrança pelo uso da água é praticada em sete bacias hidrográficas de rios de domínio da União, a saber: rio Paraíba do Sul (2003), rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (2006), rio São Francisco (2010), rio Doce (2011), rio Paranaíba (2017), rio Verde Grande (2017) e rio Grande (2024) (ANA, 2018b; FINKLEN et al., 2015; FADEL et al., 2019).

No Quadro 2, verificam-se três exemplos dos arranjos institucionais que compõem o sistema regulatório brasileiro de recursos hídricos. Nota-se que os arranjos institucionais são formados pelos CBH e pelas agências de águas.

Quadro 2- Arranjos institucionais que compõem os sistemas regulatórios em bacias hidrográficas federais.

Bacias Interestaduais (União)	Entidade Delegatária	Gestão Compartilhada
Bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - CEIVAP	AGEVAP	A gestão é compartilhada entre a União e os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. A AGEVAP é a entidade delegatária para todas as partes e atende todos os comitês, exceto para o Estado de São Paulo, que é atendido pelo DAEE.

Bacias Interestaduais (União)	Entidade Delegatária	Gestão Compartilhada
Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ)	Agência das Bacias PCJ	A gestão é compartilhada entre a União e os Estados de São Paulo e Minas Gerais. A Agência das Bacias PCJ é uma fundação para o Estado de São Paulo e atua como entidade delegatária para a União. O IGAM é a entidade delegatária para Minas Gerais.
Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - CBHSF	Agência Peixe Vivo	A gestão é compartilhada entre a União, o Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. A Agência Peixe Vivo atua como entidade delegatária para a União e Minas Gerais, que é o único Estado da bacia com implementação parcial até 2017.

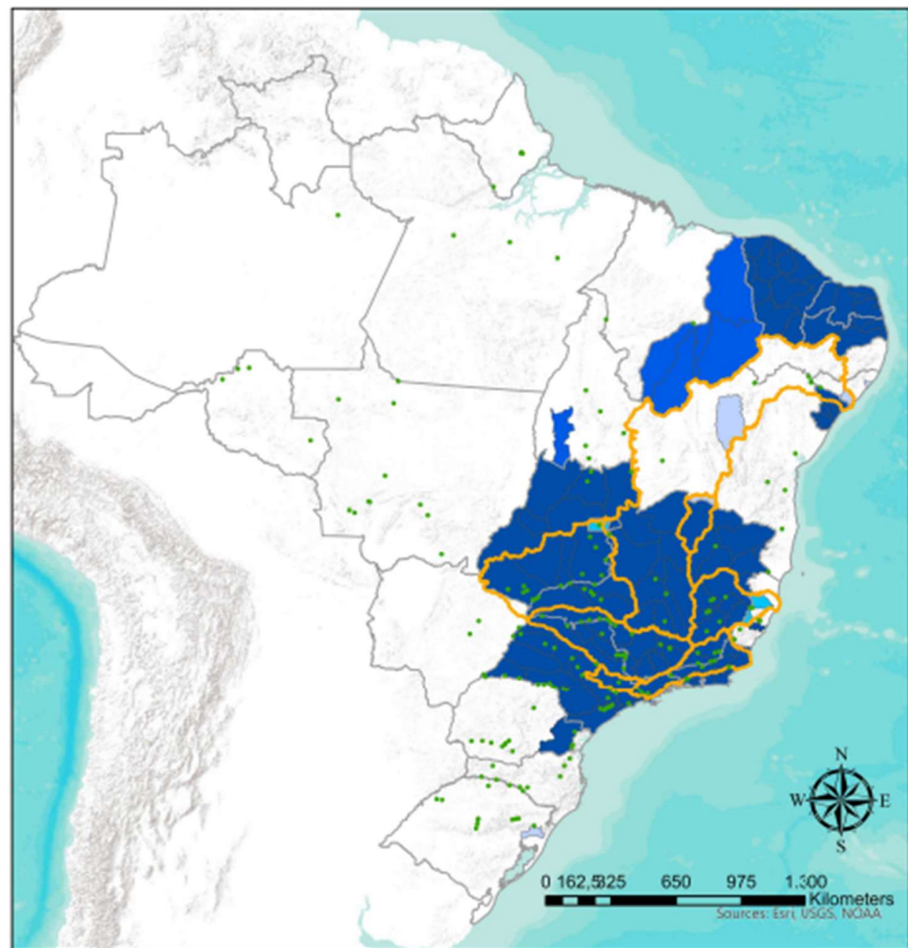
Fonte: OCDE (2017).

De acordo com a ANA (2018a), os objetivos para a implantação da cobrança pelo uso da água no Brasil são função de condicionantes específicos, tais como situações emergenciais e a necessidade de aumentar a eficiência no uso da água.

As bacias de rios de domínio dos estados apresentam distintos estágios de implementação. Há estados que já estabeleceram os mecanismos de cobrança e o instrumento encontra-se

implementado, a exemplo do Ceará, Rio de Janeiro e da Paraíba, e existem estados em que a discussão para a adoção desse instrumento de gestão sequer iniciou (SILVA et al., 2015). Na Figura 4, ilustra-se a situação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas estaduais.

Figura 4- Situação da cobrança pelo uso da água em bacias estaduais.



Atualizado em 17/04/2024

Implementação da Cobrança no Brasil

- Cobrança UHE implementada
- ▭ CBH Interestadual com cobrança implementada
- ▭ CBH Estadual com cobrança implementada
- ▭ Decreto Governador já editado
- ▭ CERH já aprovou a cobrança
- ▭ CBH Estadual já sugeriu a cobrança

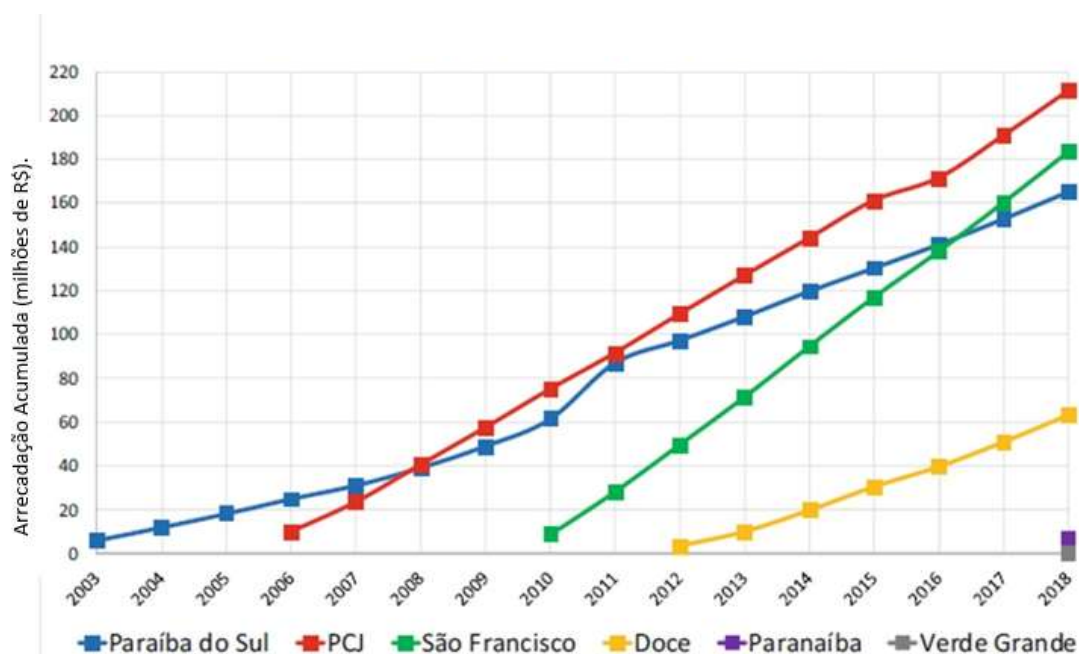


Fonte: ANA (2024).

A Bacia do Rio Paraíba do Sul foi pioneira na implantação da cobrança de uso da água em corpos hídricos de jurisdição federal no Brasil, com início em 2003. A Bacia do Rio Piracicaba-

Capivari-Jundiá (PCJ) foi a segunda a implementar cobrança em sua área de atuação, a partir de 2006. Posteriormente, a Bacia do Rio São Francisco e a Bacia do Rio Doce começaram a cobrar em 2008 e 2011, respectivamente. Mais recentemente, em 2017, a cobrança foi iniciada nas bacias do Rio Verde Grande (uma sub-bacia do São Francisco) e do Rio Paranaíba. Até 2018, cobranças nas bacias hidrográficas federais haviam arrecadado um total de quase R\$ 630 milhões. Na Figura 5, observa-se a evolução da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas federais (ACSELRAD et al., 2015; CBH-PCJ, 2016; AGEVAP, 2017; FONSECA et al., 2020).

Figura 5- Encargos acumulados pagos pelos usuários de água em bacias hidrográficas federais.



Fonte: Brito e Azevedo, (2020).

4.2.3 Modelos de Cobrança

4.2.3.1 Vertentes dos modelos de cobrança

Em geral, existem dois modelos principais de cobrança pelo uso da água bruta disponíveis: modelos arrecadatórios (também conhecidos como financeiros ou *ad hoc*) e modelos econômicos. Segundo Assis et al. (2018) a modelagem econômica pode apoiar o desenho de ferramentas de gestão eficazes para facilitar a alocação de água mais eficiente, levando a uma solução economicamente ideal e equitativa.

Os modelos arrecadatórios são formulados considerando preços médios de custo,

dependendo do valor/investimento para melhorar a qualidade/quantidade da água, ajustando para a autossustentabilidade financeira; ou utilizando o produto das captações/descargas de água em determinado período, pelo seu respectivo preço público unitário, com um ou múltiplos coeficientes relacionados com fatores externos (tipos de uso e usuários, condições naturais da área, condições sociais, etc.). Os modelos arrecadatários são considerados ineficientes do ponto de vista econômico, porém, são mais utilizados em bacias hidrográficas estaduais e federais no Brasil (ARMADA; LIMA, 2017; RODRIGUES; AQUINO, 2019).

No Quadro 3, observa-se um desdobramento das subdivisões dessas vertentes, representados por Carrera-Fernandez e Garrido (2002), ambos seguem um dos princípios econômicos básicos: Eficiência econômica; Eficiência distributiva (ou Equidade) e Recuperação dos custos (autossuficiência financeira).

Quadro 3- Principais teorias de cobrança pelo uso da água.

Cobrança	Teorias	
Modelos Segundo a Teoria Econômica	Equilíbrio Parcial	da Demanda
		da Oferta
	Equilíbrio Geral	do First Best
		do Second Best
Modelo Arrecadatário	Auto Sustentabilidade Financeira	
	Critérios Técnicos	

Fonte: Adaptado de Carrera-Fernandez e Garrido (2002).

Os modelos segundo a teoria econômica podem ser analisados sob diferentes perspectivas, considerando o equilíbrio de mercado e a sustentabilidade financeira. O equilíbrio parcial refere-se à análise da interação entre a demanda e a oferta dentro de um mercado específico, sem levar em conta os efeitos em outros mercados. Já o equilíbrio geral considera a interdependência entre todos os mercados da economia, podendo ser avaliado em termos do First Best, que representa uma alocação ótima de recursos em um ambiente de concorrência perfeita e sem falhas de mercado, ou do Second Best, que surge quando existem restrições ou imperfeições que impedem a obtenção do ótimo de Pareto (SOARES, 2023; GREMAUD et al., 2023).

Além disso, o modelo arrecadatário busca garantir a auto sustentabilidade financeira, onde a arrecadação de recursos é suficiente para cobrir os custos de operação, sendo fundamentado em critérios técnicos que assegurem eficiência e equidade na distribuição de recursos dentro do sistema

econômico. Dessa forma, essas abordagens se interligam ao considerar tanto o funcionamento do mercado quanto a viabilidade financeira das políticas adotadas (ADEMES, 2023; LOPES e QUARESMA, 2023; LOPES e VIEIRA, 2024).

4.2.3.2 Cobrança pelo uso da água nas bacias federais do São Francisco, Paraíba do Sul e Doce

O cálculo da cobrança no Brasil foi similar para as bacias hidrográficas onde o instrumento foi implementado. Na fórmula são consideradas três variáveis referentes a volume (captado, consumido e lançado), Preço Público Unitário (PPU) e coeficientes que representam fatores quali-quantitativos. ANA (2016) define as parcelas da seguinte maneira:

- **Volume** ➡ A base de cálculo inclui os três tipos de uso: captação, consumo e lançamento. O volume anual de água captada será quantificado pelo volume anual outorgado ou através de uma soma ponderada do volume anual outorgado e do volume anual medido; a água consumida é calculada como a diferença entre o volume captado e o lançado; o lançamento tem em conta a carga poluente no efluente de águas residuais lançadas.
- **Preço Público Unitário** ➡ O preço unitário se baseia em programas de investimento contemplados nos planos da bacia hidrográfica e nos custos operacionais das agências de água.
- **Coeficientes quali-quantitativos** ➡ Os coeficientes levam em consideração metas específicas e ajustes na equação de cálculo. Incluem, por exemplo: enquadramento dos corpos hídricos em classes, segundo os usos preponderantes da água; volume de água efetivamente utilizado em relação ao volume outorgado; índice de perdas de água no setor de saneamento; e capacidade de pagamento do setor agropecuário.

A cobrança pelo uso da água na Bacia do rio São Francisco foi implementada, efetivamente, em julho de 2010, tornando-se o terceiro comitê de domínio da união a implementar esse instrumento. A maior parte da cobrança incide sobre os usos quantitativos (cerca de 98%), com os usos qualitativos representando apenas 2%. Com base nesses valores, a maior arrecadação é realizada nas transposições realizadas pelo Ministério da Integração Nacional e pela Companhia de Saneamento de Sergipe - DESO, que correspondem a 65% da cobrança nominal total da bacia (CBHSF, 2004, ASSIS, 2018, FONSECA et al., 2020).

Um fato importante a se destacar neste modelo está no estabelecimento de Preços Públicos Unitários (PPU) crescentes já nos primeiros anos de implementação da cobrança (período de 2011-

2015), o que não ocorreu nas demais bacias. Assim a arrecadação foi estimada levando em consideração a captação, o consumo e o lançamento de efluentes, sendo cada valor ponderado com base no tipo de uso. O valor a ser cobrado de cada usuário é calculado pela Equação 1.

$$Valor_{Total} = (Valor_{Cap} + Valor_{Con} + Valor_{Lan} + Valor_{Trans} + Valor_{Ru} + Valor_{Ele}) \cdot K_{Gestão} \text{ (Eq. 1)}$$

em que:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{Con}$ = pagamento anual referente ao consumo de água bruta dos usuários;

$Valor_{Lan}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição do rio São Francisco;

$Valor_{Ru}$ = pagamento anual referente à captação e consumo no setor rural;

$Valor_{Ele}$ = pagamento anual referente à produção de energia elétrica em pequenas usinas; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados (considerado igual a 1 e quando não houver retorno à bacia será igual a zero).

O sistema de cobrança da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) foi o primeiro a ser implementado em bacias de domínio da União. Desde 2003, todos os usuários sujeitos à outorga e com captação de água superior a 1,0 l/s são cobrados, conforme estabelecido nas Deliberações CEIVAP nº 08/2001 e nº 15/2002 e nas Resoluções CNRH nº 19/2002 e nº 27/2002. A segunda implementação da cobrança pelo uso da água em rios de domínio da União ocorreu na Bacia Hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBHPCJ). Os mecanismos e valores foram estabelecidos pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/2005, aprovada pela Resolução CNRH nº 52/2005. Ambas as bacias utilizam o mecanismo de cobrança estabelecido na Equação 3 (ACSELRAD et al., 2015; CBH-PCJ, 2016; AGEVAP, 2017; ASSIS, 2018; FONSECA et al., 2020).

$$Valor_{Total} = (Valor_{Cap} + Valor_{Con} + Valor_{LanDBO} + Valor_{PCH} + Valor_{agropec} + Valor_{tran}) \cdot K_{Gestão} \text{ (Eq. 2)}$$

em que:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{Con}$ = pagamento anual referente ao consumo de água bruta dos usuários;

$Valor_{LanDBO}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{PCH}$ = pagamento anual referente à geração de energia elétrica;

$Valor_{Agropec}$ = pagamento anual referente à agropecuária;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados.

Conforme a OCDE (2017), o método não é muito confiável, considerando-se a falta de fiscalização para constatar a quantidade de água captada, bem como a falta de um sistema para aplicação de multas e penalidades.

Além disso, o cálculo das cobranças anuais com base em volumes outorgados pode gerar alguns efeitos adversos, uma vez que os usuários sabem que serão cobrados com base em seus volumes outorgados e não no uso efetivo da água, isto é, eles podem não ter motivação para reduzir a captação de água abaixo dos valores outorgados. Embora na escolha como base para a cobrança, o volume de água captado seja uma abordagem usual, as captações devem ser medidas segundo um padrão que as torne confiáveis como base para a cobrança (OCDE, 2017).

De uma maneira geral, os modelos de cobrança pelo uso da água aplicados no Brasil, são de cunho financeiro e têm basicamente três termos: captação de água, consumo de água e lançamento de efluentes. Cada termo é calculado multiplicando um valor de referência (por exemplo, volume retirado, volume consumido e carga orgânica liberada), um coeficiente e um preço unitário público. A cobrança total a ser paga por um usuário é a soma dos três termos.

Ainda que, a existência de tais mecanismos de cobrança seja um passo necessário para a preservação da água, é importante salientar a necessidade de aprimoramento das metodologias já implantadas a alinhar o preço cobrado de maneira realista e coerente com a valorização da água.

Através da Deliberação CBH-DOCE nº 26/2011, aprovada pela Resolução CNRH nº 123/2011, a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BH-Doce) teve os seus mecanismos e valores da cobrança estabelecidos. As equações que o compõem são bastante similares aos das BHPCJ, no que se refere ao tipo de uso para captação, transposição de água e total a ser pago (CBH-PCJ, 2016). A única diferença consiste na inexistência do tipo de uso para consumo de água. No entanto, o coeficiente K_t (utilizado na equação de consumo das BHPCJ) foi incorporado à equação de

captação na BH-Doce com valor de 0,025 para os usuários agropecuários e 1 (um) para os demais usuários. Assim, o valor a ser cobrado de cada usuário é estabelecido pela Equação 2.

$$Valor_{Total} = (Valor_{Cap} + Valor_{LanDBO} + Valor_{Trans} + Valor_{PCH}) \cdot K_{Gestão} \text{ (Eq.3)}$$

em que:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{LanDBO}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição do rio São Francisco;

$Valor_{PCH}$ = pagamento anual referente à geração de energia elétrica; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados.

Algumas limitações são encontradas nos sistemas de cobranças implantados nas bacias hidrográficas, citadas nos tópicos anteriores, pois, inicialmente, a cobrança é estabelecida por meio dos volumes captados declarados pelos usuários. Porém, o método não é muito confiável, considerando-se a falta de fiscalização para constatar a quantidade de água captada, bem como a falta de um sistema para aplicação de multas e penalidades (FINKLER et al., 2015; ACSERALD et al., 2015; GAMA ENGENHARIA, 2016; VERA et al., 2017; OCDE, 2017).

4.3 Equacionamento dos modelos de cobrança

Os modelos de cobrança nas bacias dos rios São Francisco e Paraíba do Sul consideram diversos usos, incluindo captação, consumo e lançamento de efluentes, conforme as Deliberações nº 94/2017 e nº 218/2014, respectivamente. A Deliberação nº 69/2018 define as diretrizes do modelo de cobrança para a Bacia do Rio Doce, que leva em conta a captação e o lançamento de efluentes.

4.3.1 Modelo Aplicado na Bacia do Rio São Francisco

O modelo de cobrança aplicado na bacia do rio São Francisco (CBHSF, 2008; CNRH 2017), integra, em seu cálculo, os componentes captação, consumo e lançamento de cargas orgânicas. O custo pela captação de água é dado pela Equação (4).

$$V_{cap} = Q_{cap} \cdot PPU_{cap} \cdot K_{cap} \text{ (Eq.4)}$$

em que V_{cap} = valor anual de cobrança pela captação de água, em R\$/ano; Q_{cap} = volume anual de água captado, em m³/ano, segundo valores da outorga ou verificados pelo organismo outorgante, em processo de regularização; PPU_{cap} = preço público unitário para captação superficial, em R\$/m³; e K_{cap} = coeficiente que considera objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pela captação de água.

O valor de K_{cap} é obtido por meio da Equação (5):

$$K_{cap} = K_{cla} \cdot Kt \quad (Eq.5)$$

sendo K_{cla} = coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação; e Kt = coeficiente que considera as boas práticas de uso e conservação da água.

Para a cobrança pelo consumo de água, adotou-se o cálculo disposto na Equação (6):

$$V_{con} = Q_{con} \cdot PPU_{con} \cdot K_{con} \quad (Eq.6)$$

em que V_{con} = valor anual de cobrança pelo consumo de água em R\$/ano; Q_{con} = volume anual consumido, em m³/ano; PPU_{con} = preço público unitário para o consumo de água, em R\$/m³; e K_{con} = coeficiente que leva em conta os objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo consumo de água.

O valor da vazão Q_{con} foi calculado de acordo com a Equação (7):

$$Q_{con} = Q_{cap} - Q_{lan} \quad (Eq.7)$$

na qual Q_{lan} = volume anual de água lançado, em m³/ano, segundo valores da outorga ou verificados pelo organismo outorgante, em processo de regularização.

Para o caso específico da irrigação, a cobrança pelo consumo de água é determinada por meio da Equação (34):

$$Q_{con} = Q_{cap} \cdot K_{crr} \quad (Eq.8)$$

sendo K_{crr} = coeficiente que visa quantificar o volume de água consumido.

Os valores de K_{con} são obtidos pela seguinte equação:

$$K_{con} = Kt \quad (Eq.8)$$

Para o lançamento de carga orgânica, a cobrança foi realizada conforme as Equações (9) e (10).

$$V_{DBO} = CO_{DBO} \cdot PPU_{lan} \cdot K_{lan} \quad (Eq.9)$$

$$CO_{DBO} = C_{DBO} \cdot Q_{lan} \quad (Eq.10)$$

em que V_{DBO} = valor anual de cobrança pelo lançamento de carga orgânica, em R\$/ano; CO_{DBO} = carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg/ano; PPU_{lan} = preço público unitário para diluição de carga orgânica, em R\$/kg;

K_{lan} = coeficiente que leva em conta objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo lançamento de carga orgânica; C_{DBO} = concentração média de $DBO_{5,20}$ anual lançada, em kg/m³; e Q_{lan} = volume anual de água lançado, em m³/ano.

4.3.2 Modelo Aplicado na Bacia do Rio Paraíba do Sul

Pode-se afirmar que a cobrança no Paraíba do Sul passou por duas fases. A primeira, que vigorou desde sua aprovação, em 2002, até o final do ano de 2006; e, a segunda, a partir de janeiro de 2007, com o enriquecimento da formulação pela introdução de novos coeficientes para refletir condições específicas a que o usuário deveria ser induzido (CEIVAP, 2001; AGEVAP, 2011; CNRH 2017). No período 2002 - 2006, a expressão utiliza a Equação (38):

$$\text{Cobrança mensal} = Q_{cap} \times [k_0 + k_1 + (1 - k_1) \times (1 - k_2 k_3)] \times PPU \quad (Eq.11)$$

em que:

Q_{cap} - é a vazão captada durante o mês (m³/mês);

k_0 - é o multiplicador de preço unitário para captação (inferior a 1,0 e estabelecido pelo comitê da bacia);

k_1 - é o coeficiente de consumo para cada uso da água, que corresponde à fração do volume captado que não é devolvido, após o uso, ao manancial;

k_2 - é o percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos, isto é, a taxa de cobertura quantitativa de tratamento de efluentes domésticos e/ou industriais);

k_3 - é o nível de eficiência de redução de demanda bioquímica de oxigênio medida na estação de tratamento de efluentes; e

PPU - é o preço público unitário correspondente à cobrança que incide sobre a vazão captada, ou seja, Q_{cap} .

A partir de janeiro de 2007, o mecanismo de cobrança inicialmente utilizado foi objeto de

alteração para detalhar mais as diversas condições de usos da bacia (CEIVAP, 2001; AGEVAP, 2011; CNRH 2017). Essa modificação, instituída por meio da Deliberação CEIVAP nº 65, de 28 de setembro de 2006, incluiu duas novas parcelas, uma para as águas transpostas, e outra para a cobrança pelo uso na geração hidroelétrica, de acordo com a Equação (12):

$$C_T = (C_{cap} + C_{cons} + C_{DBO} + C_{PCH} + C_{rural} + C_{transp}) k_{gest\tilde{a}o} \quad (Eq.12)$$

em que:

C_T - é o pagamento anual pelo uso da água, referente a todos os usos do usuário;

C_{cap} - é a parcela referente à vazão captada;

C_{cons} - é a parcela correspondente ao consumo de água, ou seja, à parte da vazão que não é devolvida ao manancial;

C_{DBO} - é a parcela correspondente ao uso da água para diluição de efluente;

C_{PCH} - é a parcela a ser paga pelos usuários da água para a geração hidroelétrica;

C_{rural} - é a parcela a ser paga pelos usuários rurais dos recursos hídricos;

C_{transp} - é a parcela paga pela exportação da água para o rio Guandu; e

$k_{gest\tilde{a}o}$ - é um coeficiente que pode assumir valores um ou zero conforme os recursos arrecadados no exercício imediatamente anterior tenham retornado para aplicação na bacia, ou não tenham retornado, respectivamente.

A captação corresponde à vazão retirada de água adotando-se a unidade m³/ano. O cálculo do montante a pagar pela captação é dado pela Equação (13):

$$C_{cap} = Q_{cap} \times PPU_{cap} \times k_{capclasse} \quad (Eq.13)$$

em que:

C_{cap} - é o pagamento anual pela água captada;

Q_{cap} - é a vazão captada em m³/ano;

PPU_{cap} - é o preço público unitário da água captada em R\$/m³; e

$K_{capclasse}$ - é um coeficiente que depende da classe de enquadramento do corpo d'água do qual a água é derivada. Esse valor é tabelado pelo comitê.

Nos casos em que o usuário disponha de equipamento de medição de vazão captada, consideram-se tanto a vazão outorgada quanto a vazão medida pelo usuário, atribuindo-se à diferença encontrada entre uma e outra o conceito de folga com que o usuário poderá contar para comportar eventuais incertezas inerentes à sazonalidade do regime de vazões e fatores outros. Nesse caso, a diferenciação dos montantes a cobrar é dada pela Equação (14):

$$C_{cap} = (k_{out} \times Q_{capout} + k_{med} \times Q_{capmed}) \times PPU_{cap} \times k_{capclasse} \quad (Eq.14)$$

em que:

C_{cap} - é o pagamento anual pela água captada;

k_{out} - é o peso atribuído à vazão de captação outorgada;

k_{med} - é o peso atribuído à vazão de captação medida;

Q_{capout} - é a vazão captada segundo os termos da outorga;

Q_{capmed} - é a vazão medida ou prevista pelo usuário;

PPU_{cap} - é o preço público unitário para captação superficial;

$k_{capclasse}$ - é um coeficiente (tabelado) que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água do qual a água é derivada.

Com o objetivo de desestimular abusos na proposição, pelos usuários, de reservas de água, o comitê da bacia estabeleceu que os valores de k_{out} e k_{med} são definidos de acordo com a regra seguinte:

- se $(Q_{capmed}/Q_{capout}) \geq 0,7$, então $k_{out} = 0,2$ e $k_{med} = 0,8$;

- se $(Q_{capmed}/Q_{capout}) < 0,7$, então acresce-se a parcela de vazão a ser cobrada correspondente à diferença entre $0,7 \times Q_{capmed}$ e Q_{capout} , conforme a expressão abaixo cujas parcelas já foram anteriormente definidas pela Equação (42):

$$C_{cap} = [0,2 \cdot Q_{capout} + 0,8 \cdot Q_{capmed} + 1,0 \cdot (0,7 \times Q_{capout} - Q_{capmed})] \cdot PPU_{cap} \cdot k_{capclasse} \quad (Eq.42)$$

- se não existir medição de volumes captados, então $k_{out} = 1$ e $k_{med} = 0$, e a expressão assume a seguinte Equação (15):

$$C_{cap} = Q_{capout} \times PPU_{cap} \times k_{capclasse} \quad (Eq.15)$$

- se $(Q_{capmed}/Q_{capout}) > 1$, então $k_{out} = 0$ e $k_{med} = 1$, e a expressão assume a seguinte Equação (16):

$$C_{cap} = Q_{capmed} \times PPU_{cap} \times k_{capclasse} \quad (Eq.16)$$

Para a mineração de areia em leito de rios, o comitê estabeleceu um tratamento específico segundo o qual o cálculo da vazão captada depende do volume anual de areia extraído e de um coeficiente que reflete a razão de mistura de água e areia da polpa dragada, expresso pela Equação (17):

$$Q_{cap} = Q_{areia} \times R, \quad (Eq.17)$$

em que:

Q_{cap} - é o volume de água que é levado com os grãos de areia;

Q_{areia} - é o volume de areia extraído, medido em m³/ano; e

R - é a relação entre o volume médio de água e o volume médio de areia na mistura da polpa dragada.

O comitê também estabeleceu que, para a extração da areia, a metodologia acima somente se aplicaria às atividades de mineração que, até então, não vinham sendo cobradas. Para as demais atividades de mineração, permaneceram válidas as diretrizes constantes do Plano de Utilização da Água, baseado na Resolução CNRH n. 29, de 11 de dezembro de 2002, bem assim as diretrizes estabelecidas por meio da Resolução CNRH n. 44, reagindo aos termos da Deliberação n. 24, de 2004, do CEIVAP.

O consumo corresponde à vazão retirada do corpo d'água e que não retorna a este, medido em m³/ano. O cálculo do montante a pagar pelo consumo é dado pela Equação (18):

$$C_{cons} = (Q_{captot} - Q_{lançtot}) \times PPU_{cons} \times (Q_{cap}/Q_{captot}) \quad (Eq.18)$$

em que:

C_{cons} - é o pagamento pela água retirada do leito e não devolvida a este;

Q_{captot} - é o volume anual de água captado total igual ao Q_{capmed} , ou Q_{capout} caso não exista medição, em corpos d'água de domínio da União, estados, adicionado daqueles volumes anuais captados diretamente por redes de concessionárias dos sistemas de distribuição de água;

$Q_{lançtot}$ - é o volume anual de água total lançado em corpos d'água de domínio da União, estadual ou por redes públicas de coleta de esgotos ou em sistemas de disposição em solo;

Q_{cap} - é o volume anual de água captado igual ao Q_{capmed} ou Q_{capout} , se não houver medição;

PPU_{cons} - é o preço público unitário para o consumo em R\$/m³; e

$k_{capclasse}$ - é um coeficiente que depende da classe de enquadramento do corpo d'água do qual a água é derivada. Esse valor é tabelado pelo comitê.

O termo (Q_{cap}/Q_{captot}) reflete a relação entre o volume anual de água captado em corpos d'água de domínio da União e o volume anual de água captado total. Sua presença na expressão enseja a ponderação da cobrança pelo consumo entre a União e os estados, contemplando o caso, não raro, em que o usuário capte água em corpos d'água de domínios distintos.

No uso da água para irrigação, de difícil determinação da vazão que retorna ao corpo d'água, estabeleceu-se uma expressão específica, como na Equação (19):

$$C_{consirrig} = Q_{cap} \times PPU_{cons} \times k_{cons} \quad (Eq.19)$$

em que:

$C_{consirrig}$ - é o montante a ser pago pelo irrigante a título de consumo;

Q_{cap} - é a vazão captada sobre a qual incide o coeficiente de consumo produzindo a vazão consumida, isto é, que não retorna ao corpo d'água;

PPU_{cons} - é o preço público unitário referente ao consumo; e

k_{cons} - é o coeficiente relativo ao consumo, que ficou estabelecido em 0,5, exceto para o cultivo do arroz para o qual é 0,04, de acordo com a Deliberação CEIVAP n. 65/2006.

Adicionalmente, o comitê da bacia estabeleceu um coeficiente para estimular as boas práticas sob o ponto de vista agropecuário para os usuários deste setor. Com a introdução desse coeficiente, a cobrança para o setor agropecuário é determinada por meio da Equação (20):

$$C_{agropec} = (C_{cap} + C_{cons}) \times k_{agropec} \quad (Eq.20)$$

em que:

$C_{agropec}$ - é o montante a ser pago pelo usuário da agropecuária;

C_{cap} - é o montante relativo à captação;

C_{cons} - é o montante relativo ao consumo; e

$k_{agropec}$ - é o coeficiente que reflete a utilização, pelo usuário, de boas práticas de uso e conservação da água no imóvel rural, fixado pelo comitê em 0,05.

O comitê introduziu, também para a atividade de saneamento, um coeficiente indicativo do consumo quando não houver informação suficiente para determinar-se o retorno da água ao manancial. Esse coeficiente foi fixado em $k_{consaneam} = 0,5$.

Finalmente, na cobrança à atividade de mineração de areia em leito de rios, foi inserido um coeficiente para indicar a retirada de água do leito sob a forma de umidade que vai embora com os grãos da areia. A expressão do montante a pagar por essa água é dada pela Equação (21):

$$C_{consareia} = Q_{areia} \times U \times PPU_{cons} \quad (Eq.21)$$

em que:

$C_{consareia}$ - é o montante a pagar pelo uso da água devido à extração de areia do leito do rio;

Q_{areia} - é o volume de areia produzido em m³/ano;

U - é o teor de umidade da areia produzida, medida no carregamento; e

PPU_{cons} - é o Preço Público Unitário para o consumo de água, em R\$/m³.

Do mesmo modo como o comitê ressaltou na captação de água pela extração de areia, ficou

estabelecido que a metodologia acima somente se aplica às atividades de mineração que não estavam sendo objeto da cobrança em janeiro de 2007. E que aquelas que já vinham pagando pelo uso da água continuaram seguindo a disciplina prevista no Plano de Utilização de Água, objeto da Resolução CNRH n. 29, de 11 de dezembro de 2002, ou à disciplina estabelecida pouco depois por meio da Resolução CNRH n° 44, de 2004 que refletiu a proposta contida na Deliberação n° 24, de 2004, do CEIVAP.

O lançamento de efluente corresponde à vazão de água de que o efluente se apropria em seu processo de diluição da carga poluente que conduz. A base de cálculo é a carga de DBO_5 lançada (CO_{DBO}), calculada por meio da multiplicação da concentração média anual referente à DBO_5 do efluente lançado (C_{DBO}) pelo volume anual de água lançado ($Q_{lançfed}$), expressa pela Equação (22):

$$C_{DBO} = CO_{DBO} \times PPU_{DBO} \quad (Eq.22)$$

em que:

C_{DBO} - é o pagamento anual que o usuário fará pelo lançamento de carga de DBO_5 ;

CO_{DBO} - é a carga anual de DBO_5 efetivamente lançada, em kg;

PPU_{DBO} - é o preço público unitário da carga de DBO_5 lançada;

A CO_{DBO} é calculada da seguinte forma: $CO_{DBO} = C_{DBO} \times Q_{lançfed}$, sendo C_{DBO} a concentração média anual de DBO_5 lançada, em kg/m^3 .

4.3.3 Modelo Aplicado na Bacia do Rio Doce

Na bacia do rio Doce, a cobrança é baseada na Equação (23):

$$C_T = C_{cap} + C_{lanç} + C_{transp} + C_{PCH}, \quad (Eq.23)$$

em que:

C_T - é a cobrança total;

C_{cap} - é a parcela relativa à vazão captada;

$C_{lanç}$ - é a parcela relativa à vazão de lançamento de efluente;

C_{transp} - é a parcela relativa à vazão transposta; e

C_{PCH} - é a parcela relativa à vazão utilizada pelas Pequenas Centrais Hidroelétricas (PCHS).

Por seu turno, cada uma das parcelas é composta do modo seguinte:

(i) A conta a pagar pela captação é feita mediante a Equação (24):

$$C_{cap} = Q_{cap} \times PPU_{cap} \times k_{cap} \quad (Eq.24)$$

em que:

Q_{cap} - é o volume anual de água captado;

PPU_{cap} - é o preço público unitário para captação;

k_{cap} - é um coeficiente adimensional que considera objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pela captação de água.

(ii) A conta a pagar pelo lançamento de efluentes é feita mediante a Equação (25):

$$C_{lan\grave{c}} = CO_{DBO} \times PPU_{lan\grave{c}} \quad (Eq.25)$$

em que:

CO_{DBO} - é a carga anual de DBO_5 lançadas; e

$PPU_{lan\grave{c}}$ - é o preço público unitário para lançamento de carga orgânica.

(iii) A conta a pagar pela transposição de águas para outra(s) bacia(s) é feita mediante a Equação (26):

$$C_{transp} = Q_{transp} \times PPU_{transp} \times k_{classe} \quad (Eq.26)$$

em que:

Q_{transp} - é o volume anual de água transposto da bacia hidrográfica do rio Doce para outras bacias;

PPU_{transp} - é o preço público unitário para transposição de bacia; e

k_{classe} - é um coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a transposição.

(iv) A conta a pagar pela geração de energia é feita mediante a Equação (27):

$$C_{PCH} = EH \times TAR \times k \quad (Eq.27)$$

em que:

EH - é Energia anual de origem hidráulica efetivamente verificada;

TAR - é Tarifa Atualizada de Referência, fixada anualmente por resolução homologatória da ANEEL; e

k - é o percentual da compensação financeira que constitui pagamento pelo uso de recursos hídricos.

Na gestão da bacia do rio Doce, optou-se por não cobrar uma parcela relativa ao consumo,

decisão adotada em decorrência de alguns aspectos. O primeiro argumento para suprimir a cobrança relativa a consumo de água é a complexidade operacional para calcular o volume de consumo quando há captações e lançamentos em rios de diferentes domínios. A dificuldade aí, portanto, é a de como atribuir, com segurança, quanto da água captada deixa de ser devolvido a cada domínio por um mesmo empreendimento. Em segundo lugar, no que diz respeito aos irrigantes, o cálculo do consumo não é trivial uma vez que o retorno da água ao manancial se dá por infiltração, de forma difusa e, portanto, de difícil avaliação. Acresce-se a esses dois argumentos a dificuldade do preenchimento do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CENARH) quando se tem que informar a localização dos lançamentos em solo, além de uma avaliação feita pelo comitê da bacia segundo a qual a cobrança de uma parcela a título de consumo tem sido pouco incitativa à economia no uso da água.

4.4 Modelo de disposição a pagar

De acordo com Burnier (2018), a disposição a Pagar (WTP), do inglês *Willingness to Pay* é um fator significativo da vontade comportamental e, compreender a reação dos consumidores e o quanto eles estão dispostos a pagar por um produto e/ou serviço é visto como um diferencial competitivo. Em uma série de estudos é possível verificar métodos de modelagem de escolha, avaliação contingente e custos diretos atribuídos pelos moradores à escassez de água como forma de examinar o impacto e as atitudes das pessoas diante das restrições impostas pela seca, assim como a sua WTP por uma quantidade adicional de água (HENSHER; SHORE; TRAIN, 2006).

A disposição a Pagar pode ser fundamentada na valorização de atributos e, adicionado a isso, a atitude de compra do consumidor em relação a alguns produtos hipotéticos em diferentes ocasiões de consumo (dia a dia ou recreativa).

Segundo Market Business News (2017), existe uma duplicidade de entendimentos acerca do conceito de WTP: alguns o entendem como o máximo que um consumidor dispensará em uma unidade de bem ou serviço, enquanto outros o compreendem como um intervalo, onde o preço de um produto pode variar desde um valor determinado até a disposição para pagar.

Nesta perspectiva, pode-se definir disposição para pagar como a quantia máxima que uma pessoa estaria preparada para pagar, sacrificar ou trocar para receber bens ou serviços ou para evitar algo que é indesejado (MARIANI; PEGO-FERNANDES, 2014).

Farias (2009) desenvolveu um modelo hidrológico e econômico (HE) capaz de incorporar a variabilidade hidrológica a curto e longo prazos para operação ótima e em tempo real de um sistema hídrico integrado com o uso múltiplo, para tanto usou a metodologia WTP para definir regras de operação de reservatórios e poços. Murillo e Salvador (2020) utilizaram a valoração contingente, por estimativa da disposição a pagar (WTP) para estimar o valor econômico da água da represa Solís, localizada em Acambaro, Guanajuato, México, por meio de uma pesquisa aplicada aos produtores agrícolas que vivem no entorno da barragem de Solís e que utilizam a água dessa barragem para irrigar suas lavouras.

Pereira Júnior e Bitencourt (2020), verificaram a disposição a pagar e as variáveis que atuam sobre ela, na conservação ambiental da margem esquerda do Rio Tocantins, onde está situada a Orla Sebastião Miranda, no município de Marabá, Pará, Brasil. Araújo; Maia (2020), identificaram a disposição a pagar pela preservação/recuperação do rio Apodi-Mossoró, utilizando-se de uma ferramenta da teoria microeconômica neoclássica, a valoração contingente. Newa; Zegeye (2022) avaliaram os determinantes e estimaram a disposição a pagar pela água de irrigação na zona norte de Shewa, na região de Amhara, na Etiópia, a fim de determinar se a água de irrigação é viável.

4.4.1 *Otimização estocástica implícita (OEI)*

A operação de reservatórios em cenários de incerteza hidrológica é uma tarefa complexa, especialmente devido à variabilidade dos fluxos de água e às demandas diversas dos usuários. Para enfrentar essas incertezas, é comum desenvolver regras operacionais que orientem a tomada de decisão, determinando, por exemplo, a quantidade de água a ser armazenada ou liberada em determinados períodos (Giuliani *et al.*, 2016; Jia, 2019). Nesse contexto, a Otimização Estocástica Implícita (OEI) surge como uma ferramenta eficaz para gerar essas regras, utilizando um processo de pós-processamento baseado em modelos de otimização determinística.

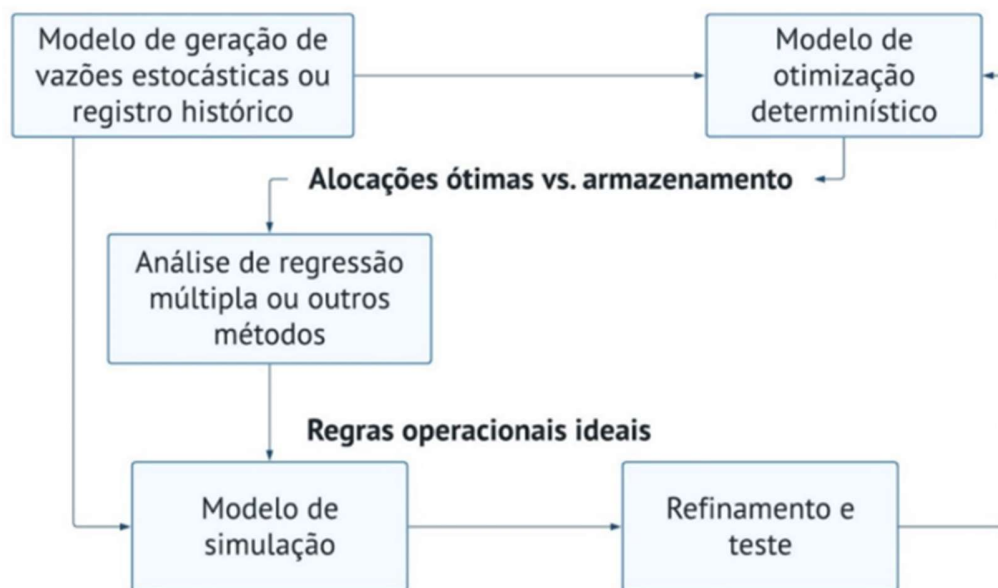
A OEI é fundamentada na utilização de séries hidrológicas conhecidas ou geradas sinteticamente para determinar trajetórias ótimas de operação. Essas séries são processadas em modelos de otimização determinística, que consideram cenários variados de vazões afluentes e selecionam variáveis de decisão que condicionam a operação dos reservatórios (Yang *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2019; Giuliani *et al.*, 2021;). A partir dessas variáveis, são aplicadas técnicas de regressão, geralmente lineares ou não lineares, para definir funções que descrevem as regras

operacionais. Para Yang *et al.* (2018) e Jia (2019), a determinação de uma trajetória ótima é essencial para deduzir essas regras.

Conhecida também como otimização Monte Carlo, a OEI utiliza amostragens estocásticas para incorporar a variabilidade dos fluxos e produzir curvas guia que indicam respostas do reservatório a diferentes políticas operacionais. Por meio dessa abordagem, as alocações ótimas são determinadas, considerando cenários distintos de vazões obtidos de registros históricos ou gerados por modelos estatísticos (Santana, 2019; Celeste, 2011; Celeste e Billib, 2009). Essas curvas fornecem orientações claras para o gerenciamento sustentável dos recursos hídricos.

Uma característica marcante da OEI é que ela lida com incertezas de forma implícita, explorando métodos de amostragem ou simulações para tratar a variabilidade subjacente. Diferentemente da otimização estocástica tradicional, que requer informações explícitas sobre distribuições de probabilidade, a OEI utiliza técnicas iterativas para estimar gradientes ou direções de melhoria sem detalhar a estrutura probabilística do problema (Sangiorgio e Guariso, 2018; Gomes, 2022). Na Figura apresenta-se o processo utilizado para determinação das regras operacionais via OEI.

Figura 6 - Procedimento para aplicação da Otimização Estocástica Implícita.



Fonte: Gomes (2022) adaptado de Sangiorgio e Guariso (2018).

As aplicações da OEI vão além do gerenciamento de recursos hídricos, abrangendo áreas como aprendizado de máquina, otimização financeira e engenharia de sistemas. Por exemplo, em redes neurais profundas, a OEI auxilia na otimização de hiperparâmetros, lidando com funções

objetivo não convexas e sensíveis ao ruído. Além disso, métodos como amostragem Monte Carlo, algoritmos de estimativa de gradiente estocástico (SGE) e otimização bayesiana são amplamente utilizados para tratar problemas de alta dimensionalidade e sistemas dinâmicos (Gomes, 2022).

Apesar de suas vantagens, como flexibilidade e capacidade de lidar com problemas de alta complexidade, a OEI enfrenta desafios, incluindo a mitigação de flutuações estocásticas em gradientes estimados e a definição de critérios robustos de convergência em ambientes incertos. No entanto, à medida que os avanços em métodos computacionais e algoritmos baseados em aprendizado contínuo se tornam mais acessíveis, a OEI consolida seu papel estratégico na pesquisa e na prática científica, com aplicações que abrangem desde a inteligência artificial até o gerenciamento de recursos naturais.

4.4.2 Programação linear (PL)

A programação linear (PL) é uma técnica muito utilizada para otimizar sistemas com reservatórios e rios, buscando ótimos globais (caso eles existam). Ela é versátil e aplicável em problemas de grande escala (COHEN *et al.*, 2021; SUWAL *et al.*, 2020). Por outro lado, na programação não-linear, o processo de otimização pode ser mais demorado devido à complexidade matemática envolvida, em comparação com outros métodos (SHEN *et al.*, 2020).

Problemas de otimização são essenciais na gestão eficiente dos recursos hídricos, pois envolvem funções objetivo, que delineiam as metas do planejamento de forma matemática, variáveis de decisão, associadas a escolhas específicas como localização e dimensão de barragens e restrições, que consideram limitações naturais ou impostas aos sistemas. Adaptados a diferentes sistemas de recursos hídricos, tais procedimentos possibilitam otimizar aspectos como: alocação ideal de terras para agricultura, a operação eficaz de redes hidráulicas, a gestão otimizada de reservatórios de abastecimento e a consideração de aspectos qualitativos dos recursos hídricos (NAGHDI *et al.*, 2021; FARHAT *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020).

A PL é uma categoria específica dentro da programação matemática, caracterizada pelo uso de variáveis de decisão contínuas e comportamento linear tanto nas funções objetivo quanto nas restrições de igualdade e desigualdade (ABDEL-BASSET *et al.*, 2019).

Desde sua formulação matemática original (por G. B. Dantzig, em 1947), a Programação Linear tem se destacado como a técnica de otimização mais amplamente desenvolvida e aplicada.

Sua versatilidade é evidenciada em uma variedade de contextos, incluindo planejamento agrícola, indústria petrolífera, setor financeiro, transporte, geração hidroelétrica, e outros (KOUR *et al.*, 2021; AMANI e ALIZADEH, 2021; LIMA *et al.*, 2021; NORDIN *et al.*, 2021; LI e LU, 2021).

Nesta perspectiva, aplicações mais recentes da PL para a busca de melhores práticas operacionais em sistemas de recursos hídricos encontram-se nos trabalhos desenvolvidos por: Nepomuceno (2018); Zhang *et al.*, (2019); Raju *et al.*, (2020); Danapour *et al.*, (2021).

4.4.2.1 Ajuste de curva com LOWESS (Locally Weighted Scatterplot Smoothing)

Ajuste de curva com LOWESS é uma técnica de suavização não paramétrica usada para modelar a relação entre variáveis sem supor uma forma específica para essa relação, como uma reta ou uma curva polinomial. Ela é especialmente útil quando se quer captar a tendência geral dos dados em um gráfico de dispersão (scatterplot) sem impor um modelo rígido. O LOWESS ajusta uma curva de forma "local", ou seja, a suavização é feita para cada ponto do gráfico com base em seus vizinhos. Isso significa que, ao invés de usar todos os dados para ajustar uma curva global, ele se concentra em subconjuntos dos dados em torno de cada ponto de interesse (CLEVELAND, 1979; CLEVELAND, 1981).

Segundo Cleveland e Devlin (1988), o LOWESS não pressupõe uma forma funcional específica (por exemplo, linear ou polinomial) para a relação entre as variáveis dependentes e independentes. Isso o torna flexível para capturar padrões complexos que podem não ser bem representados por um modelo paramétrico tradicional. À medida que se afaste do ponto de interesse, os dados vizinhos recebem um peso menor, o que ajuda a garantir que a suavização seja mais influenciada pelos pontos mais próximos.

O ajuste de curva usando LOWESS pode ser descrito em três etapas principais, conforme detalhado por Cleveland (1981):

➤ Seleção de um Subconjunto Local

Para cada ponto x_i no conjunto de dados, o LOWESS seleciona um subconjunto de pontos vizinhos para realizar a suavização. O número de pontos selecionados depende de um parâmetro de largura de banda, que é o fator de suavização (f).

Fator de Suavização (f): Este parâmetro controla a fração do conjunto de dados a ser usada em cada ajuste local.

Valores pequenos de f resultam em uma curva que segue mais de perto os dados, capturando variações locais, mas com maior sensibilidade ao ruído.

Valores maiores de f resultam em uma curva mais suave, que pode não capturar pequenos detalhes nos dados, mas é mais robusta ao ruído.

➤ Ajuste Local de Regressão

Dentro desse subconjunto local de pontos, o LOWESS ajusta uma regressão ponderada (normalmente linear) para estimar o valor suavizado em x_i .

Ponderação: Os pontos mais próximos de x_i recebem maior peso, enquanto os pontos mais distantes recebem menos peso. A função de ponderação comumente usada é a função tricúbica, que atribui pesos com base na distância dos pontos:

$$w(d) = (1 - |d|^3)^3 \text{ (Eq. 28)}$$

Aqui, d é a distância normalizada entre o ponto x_j e o ponto x_i , para o qual estamos fazendo a suavização. Pontos fora do intervalo do subconjunto local recebem peso zero.

➤ Construção da Curva Suavizada

O valor ajustado obtido a partir da regressão local em x_i é então atribuído ao ponto y_i , e isso é feito para cada ponto x_i do conjunto de dados. O resultado final é uma curva suavizada que passa pelos dados de maneira flexível, seguindo a tendência geral sem oscilar drasticamente entre os pontos.

Fox e Weisberg (2018) destacam a eficiência do LOWESS em representar tendências subjacentes em situações em que métodos paramétricos podem falhar.

Como ressaltado por Harrell (2015), a flexibilidade do LOWESS o torna ideal para análise exploratória de dados, especialmente em cenários onde a relação entre as variáveis é desconhecida ou complexa. Além disso, Garimella (2017) destacou seu papel em aplicações práticas que exigem modelos robustos e adaptáveis, como previsão de séries temporais e análise de grandes conjuntos de dados.

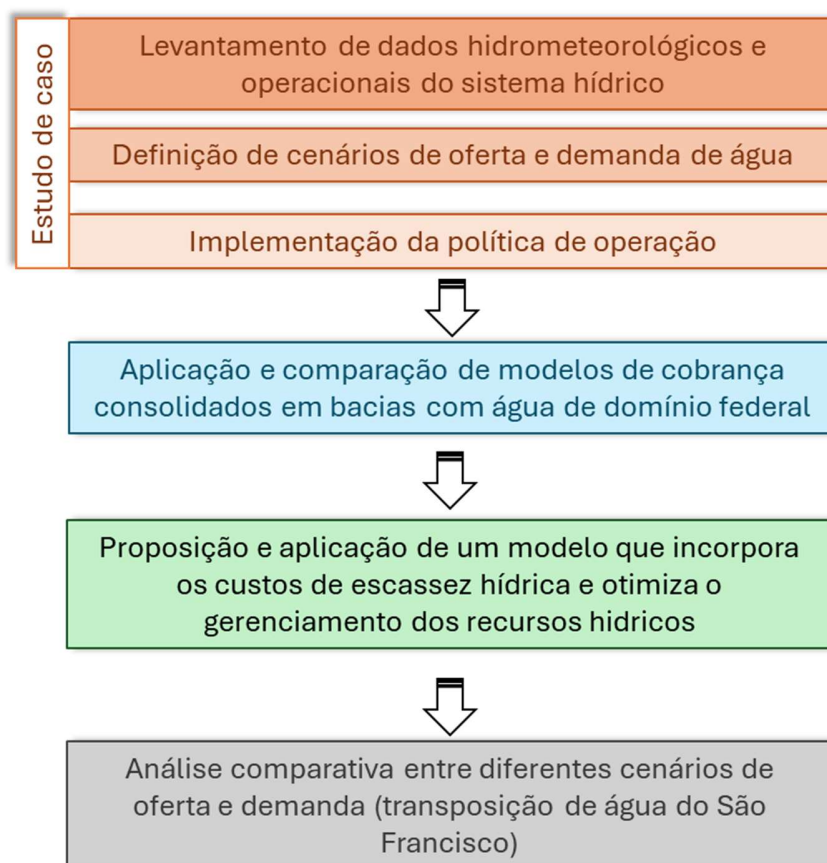
Em suma, o LOWESS é uma ferramenta valiosa para capturar tendências complexas de maneira intuitiva e visualmente clara, sendo amplamente reconhecido como um método robusto e flexível para suavização de dados (CLEVELAND, 1979; CLEVELAND & DEVLIN, 1988; FOX & WEISBERG, 2018).

5 METODOLOGIA

O estudo tomou como base a pesquisa quantitativa e exploratória, com ênfase em técnicas de pesquisa bibliográfica e documental. O levantamento de dados e informações ocorreu de forma contínua, com vistas aos esclarecimentos em relação às práticas de gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica em estudo. A análise dos dados secundários e primários consubstancia-se, primordialmente, na forma descritiva. Além disso, foi desenvolvido um Modelo de Cobrança pelo Uso da Água Bruta Baseado nos Custos da Escassez Hídrica (CABCEH).

Na Figura 7, ilustra-se a sequência de atividades metodológicas para elaboração e execução da pesquisa. A ideia foi partir da revisão bibliográfica, definição do sistema hídrico e do levantamento de dados para a elaboração e aplicação do modelo.

Figura 7- Fluxograma de etapas de execução da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

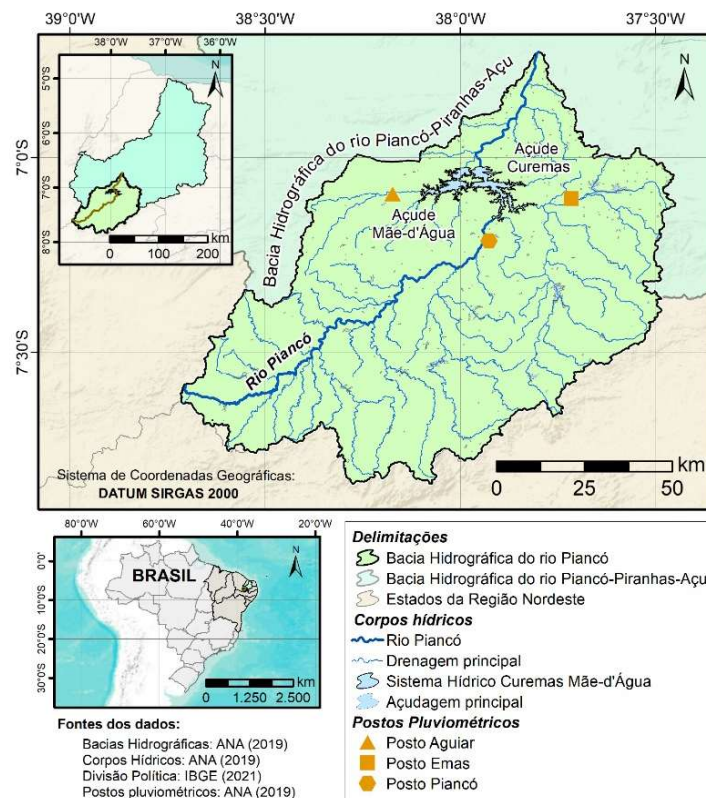
Após levantamento em 29 artigos nacionais, 49 artigos internacionais e 26 teses e dissertações sobre os avanços e desafios dos mecanismos de cobrança pelo uso da água bruta no

Brasil, observou-se um no aprimoramento dos textos legais, com ênfase na unificação das instâncias de emissão de outorgas de direito de uso da água, o que permitiu a disciplina na repartição desse recurso natural e, por extensão, a prática da cobrança no Brasil.

5.1 Caracterização da área de estudo

A Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu está localizada no extremo sudoeste do Estado da Paraíba entre as latitudes 6°43' 51'' e 7°58' 15'' Sul e entre as longitudes 37°27' 41'' e 38°42' 49'' Oeste. Limita-se com as Bacias do Alto e Médio Piranhas ao norte, com o Estado de Pernambuco ao sul, com a Bacia do Rio Espinharas a Leste e com o Estado do Ceará a oeste. A bacia possui área de 9.228 km² e o comprimento do Rio Piancó, principal curso d'água, tem 208 km, a partir da sua nascente, na Serra do Umbuzeiro, no município de Santa Inês, até o exutório da bacia no município de Pombal, onde deságua no rio Piranhas. Na Figura 8, ilustra-se a localização da bacia hidrográfica do rio Piancó (PERH/PB, 2006; PRH/ Piancó-Piranhas-Açu, 2016).

Figura 8- Localização da Sub-bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu.



Fonte: Elaborado a partir de dados de ANA, 2019; IBGE, 2021.

Segundo o Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba – PDRH/PB (SCIENTEC, 1997), a bacia do rio Piancó é constituída por cerca de 1.336 açudes, sendo que 90,6% são classificados como pequenos reservatórios. Nessa bacia encontra-se a maior reserva hídrica do estado da Paraíba, os açudes Curema e Mãe D’água, com capacidade de 1.358.000 m³.

5.1.1 *Características Físicas*

São características das regiões semiáridas nordestinas: a caatinga, enquanto bioma predominante; embasamento cristalino; solos cristalinos geralmente jovens; evapotranspiração potencial acima de 2000 milímetros anuais; rios majoritariamente intermitentes; ocorrência frequente de secas, e, também, de cheias; e o escoamento específico reduzido (SECAS, 2013). Essa alta taxa de evapotranspiração deve-se às altas temperaturas da região, que variam, em média, entre 26 e 28°C, o que ocasiona um alto nível de aridez (ZANELLA, 2014). Vale ressaltar que há períodos do ano em que se chega a registrar temperaturas da ordem de 40° C em municípios localizados na depressão sertaneja. Em relação às frequentes cheias e secas, de acordo com Marengo *et al.* (2011), a estação chuvosa possui uma duração de 3 a 5 meses ao ano, enquanto a seca pode variar de 7 a 9 meses por ano.

A vegetação da bacia hidrográfica é constituída majoritariamente pela caatinga, com espécies diversificadas e adaptadas ao clima e solo da região. Assim, conseguem enfrentar a seca, motivo pelo qual se classificam como vegetais xerófitos. As suas principais características são: folhas pequenas, cascas grossas e hastes espinhentas, haja vista o grande índice de evapotranspiração, além de raízes tuberosas, que são capazes de reservar grande quantidade de água, o que faz com que resistam a longos períodos secos (SAMPAIO, 2002).

5.1.2 *Características Hidrometeorológicas*

A bacia do rio Piancó está localizada numa região sob a influência da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), fenômeno meteorológico decisivo na caracterização das condições do clima e do regime de chuvas. O deslocamento desse sistema meteorológico para o hemisfério sul é o fator fundamental da ocorrência de chuvas no Nordeste durante os meses de fevereiro, março e abril, oscilação esta influenciada por fenômenos climáticos como o El Niño e a La Niña. As chuvas que ocorrem nos demais meses são resultantes especialmente dos movimentos das massas de ar do Atlântico (MOURA, 2007).

Na bacia Piancó-Piranhas-Açu encontram-se 147 municípios, dos quais 100 pertencem ao Estado da Paraíba e 47 ao Estado do Rio Grande do Norte (Figura 8). Desse total, 132 municípios têm sua sede dentro dos limites da bacia (Tabela 3).

Tabela 3- Participação das unidades da federação na bacia.

Unidade de Federação	Área da bacia nos Estados	Área dos Estados na bacia		Número de Municípios	
	(km ²)	(%)	(%)	Total	Com sede na bacia
Paraíba	25.948	59,4	46,1	100	93
Rio Grande do Norte	17.735	40,6	33,4	47	39
Total	43.683	100		147	132

Fonte: Adaptado PRH/ Piancó-Piranhas-Açu, 2016 (2016).

Em toda a extensão da bacia Piancó-Piranhas-Açu existem 39 estações fluviométricas em operação e outras 30 desativadas. Dessas, 14 das estações fluviométricas apresentam dados de medição de cotas e vazão e apenas nove têm séries históricas potencialmente utilizáveis, sendo elas: Várzea Grande, São Domingos de Pombal, Sítio Vassouras, Piancó, Jardins de Piranhas, Sítio Acauã, Sítio Acauã II, São Fernando e Sítio Volta (PRH PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU, 2016).

Dando continuidade aos estudos de Bezerra (2018) e fazendo uso da sua metodologia para o teste de novos modelos, utiliza-se a política operacional linear padrão, também conhecida como SOP (do inglês, *Standard Linear Operating Policy*), para o balanço hídrico mensal do sistema. Para tanto, pretende-se considerar uma série histórica de dados hidrológicos mensais composta pela maior quantidade possível de anos sem falhas.

O modelo SOP é uma regra de liberação de água que consiste na aplicação de duas premissas básicas (LOUCKS et al., 1981):

1. quando a água disponível é igual ou menor do que a demanda, toda a água armazenada é liberada.
2. quando a água disponível excede a demanda, a demanda é atendida e o excedente é acumulado no reservatório até o atingimento do seu volume máximo e início do vertimento.

As alocações e volumes de cada período serão relacionados com vazão afluente, evaporação e vertimento pela equação da continuidade, conforme Equações (29) e (30):

$$S_{(1)} = S_{(0)} + Q_{(1)} - R_{(1)} - E_{(1)} + P_{(1)} - Sp_{(1)} \quad (Eq.29)$$

$$S_{(t)} = S_{(t-1)} + Q_{(t)} - R_{(t)} - E_{(t)} + P_{(t)} - Sp_{(t)}; \forall_t \quad (Eq.30)$$

$$= 2, \dots, N$$

Na qual $S_{(t)}$ é o volume do reservatório no final do mês t ; $S_{(0)}$ é o volume inicial; $R_{(t)}$ é o volume alocado para todos os usos durante o mês t ; $Q_{(t)}$ é a vazão afluente ao sistema durante o mês t ; $E_{(t)}$ é a evaporação sobre a superfície líquida do reservatório durante o mês t ; $P_{(t)}$ é a precipitação sobre a superfície líquida do reservatório durante o mês t ; e $Sp_{(t)}$ é o vertimento que eventualmente pode ocorrer durante o mês t .

As restrições físicas do sistema hídrico definem os limites para alocações, volume, vertimento, evaporação e precipitação, conforme Equações (31 - 33).

$$0 \leq R_{(t)} \leq D_{(t)}; \forall_t \quad (Eq.31)$$

$$S_{min} \leq S_{(t)} \leq S_{max}; \forall_t \quad (Eq.32)$$

$$Sp_{(t)} \geq 0; \forall_t \quad (Eq.33)$$

Em que $D_{(t)}$ é a demanda total do sistema, e S_{max} e S_{min} são os volumes máximo e mínimo do reservatório, respectivamente.

Tal metodologia também foi utilizado por Silva (2016), para descrever e compreender o uso da água do sistema que interliga os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, por meio de coleta de dados e construção de um modelo de simulação utilizando o software Matrix Laboratory (MATLAB), versão R2013.

O modelo permitirá priorizar o atendimento para abastecimento humano e dessedentação animal. Feito isso, outros usos só são atendidos caso exista a garantia de atendimento dos usos prioritários.

Para este estudo, decidiu-se aplicar os seguintes critérios operacionais, evidenciado em diferentes literaturas:

- 1) O período utilizado para simular o sistema é de 20 anos (2002 - 2021), ou seja, 240 meses.
- 2) Assume-se que as prioridades para o atendimento das demandas obedecem a seguinte ordem: abastecimento humano, pecuária, vazão ecológica ou mínima a jusante das barragens, irrigação, aquicultura e indústria.
- 3) Infere-se que o volume inicial do reservatório é 40% de sua capacidade máxima (BEZERRA, *et al.*, 2022).

4) Os retornos de água da agricultura e aquicultura foram considerados nulos. Para o abastecimento (saneamento), pecuária e indústria, os retornos foram admitidos como 80% dos quantitativos captados.

5) As DBOs dos esgotos lançados são consideradas 300 mg/L para abastecimento humano e pecuário. Para a indústria, assume-se um valor de 2.000 mg/L.

6) Os valores para os coeficientes de cobrança, dispostos nas Tabelas 4, 5 e 6, foram estabelecidos com base na classificação do rio Piancó (adotado como Classe II) e na experiência observada nas bacias hidrográficas dos rios São Francisco (CBHSF, 2008) e Paraíba do Sul (CEIVAP, 2014).

7) Admitiu-se os valores dos preços públicos praticados na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Paraíba do Sul e Doce, conforme determinado na Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos n.º 192/2017 (CNRH, 2017), conforme Tabela 7.

Tabela 4 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio São Francisco.

Usuário	<i>Kt</i>	<i>Kcap</i>	<i>Kcon</i>	<i>Klan</i>	<i>Kcla</i>	<i>Kconirr</i>
Saneamento	1	1	1	1	1	-
Pecuária	0,025	0,025	0,025	1	1	-
Vazão mínima	1	0	0	0	1	-
Irrigação	0,025	0,025	0,025	1	1	0,8
Aquicultura	0,025	0,025	0,025	1	1	-
Indústria	1	1	1	1	1	-

Fonte: Deliberações n.º 94/2017-CBHSF.

Tabela 5 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

Usuário	<i>Keco</i>	<i>Kagropec</i>	<i>Kpd</i>	<i>Klan</i>	<i>Kcapclasse</i>	<i>Kconirr</i>
Saneamento	-	1	1,1	1	0,9	-
Pecuária	-	0,5	0	1	0,9	-
Vazão mínima	0	0	0	1	0	-
Irrigação	-	1	0	1	0,9	0,95
Aquicultura	-	0,5	0	1	0,9	-
Indústria	-	1	1,1	1	0,9	-

Fonte: Deliberações n.º 218/2014-CEIVAP.

Onde,

Tabela 6 - Coeficientes de cobrança utilizados para o Sistema Curema-Mãe D'Água considerando o modelo de cobrança da bacia hidrográfica do rio Doce.

Usuário	<i>Kt</i>	<i>Kcap</i>	<i>Kgestão</i>	<i>Klan</i>	<i>Kcapclasse</i>	<i>Kconirr</i>
----------------	------------------	--------------------	-----------------------	--------------------	--------------------------	-----------------------

Saneamento	1	1	1	-	1	-
Pecuária	0,05	0,05	1	-	1	-
Vazão mínima	0	0	1	-	1	-
Irrigação	0,05	0,05	1	-	1	-
Aquicultura	0,05	0,05	1	-	1	-
Indústria	1	1	1	-	1	-

Fonte: Deliberações nº 69/2018- CBH-Doce.

Tabela 7- Preços públicos utilizados para simulação no Sistema Curema-Mãe D'Água.

Tipo de Uso	PPU	Valor CBHSF	Valor CEIVAP	Valor CBH- Doce
Captação de água	PPU _{cap}	R\$ 0,0166 / m ³	R\$ 0,0323 / m ³	R\$ 0,0657 / m ³
Consumo de água	PPU _{cons}	R\$ 0,0331 / m ³	R\$ 0,0646 / m ³	-
Lançamento de efluentes	PPU _{lanç}	R\$ 0,0017 / m ³	R\$ 0,2259 / kg de DBO	R\$ 0,3501 / Kg

Fonte: ANA, (2025).

5.1.3 Usuários e Cenários

Segundo a ANA (2004, 2016), o sistema hídrico em estudo tem como principais demandas os seguintes usuários: abastecimento humano, pecuária, vazão ecológica à jusante dos açudes, irrigação, aquicultura e indústria. Para o presente estudo, foram utilizadas as demandas mensais apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8- Demandas no Sistema Curema-Mãe D'Água.

Usuário	Vazão (m³/s)
Saneamento	0,825
Pecuária	0,117
Vazão ecológica	1,000
Irrigação	5,766
Aquicultura	0,185
Indústria	0,097
Total	7,990

Fonte: ANA (2004); ANA (2016).

Foram utilizados cenários atuais e futuros, caracterizando a capacidade de obtenção de recursos, como também, um prognóstico da geração de recursos a partir da cobrança na bacia em estudo. Tais cenários levaram em consideração, dentre outros aspectos:

- Políticas públicas de incentivo à redução de consumo de água;
- Melhoria nos sistemas de tratamento de efluentes;
- Melhoria na eficiência das técnicas de irrigação;
- Reutilização de efluentes;
- Prognóstico de aumento populacional e de consumo.

Serão considerados dois cenários principais (sem transposição e com transposição de águas do Rio São Francisco).

➤ **Cenário 1 (Sem transposição)**

Para a modelagem será utilizada a capacidade hídrica do reservatório atualmente (considerando os volumes de águas superficiais e subterrâneas).

➤ **Cenário 2 (Com transposição)**

Utilizou-se a capacidade hídrica do reservatório atual (considerando os volumes de águas superficiais e subterrâneas) mais um possível aumento advindo da transposição do Rio São Francisco previsto em 1,5 m³/s.

Para ambas as situações serão considerados os usuários descritos anteriormente.

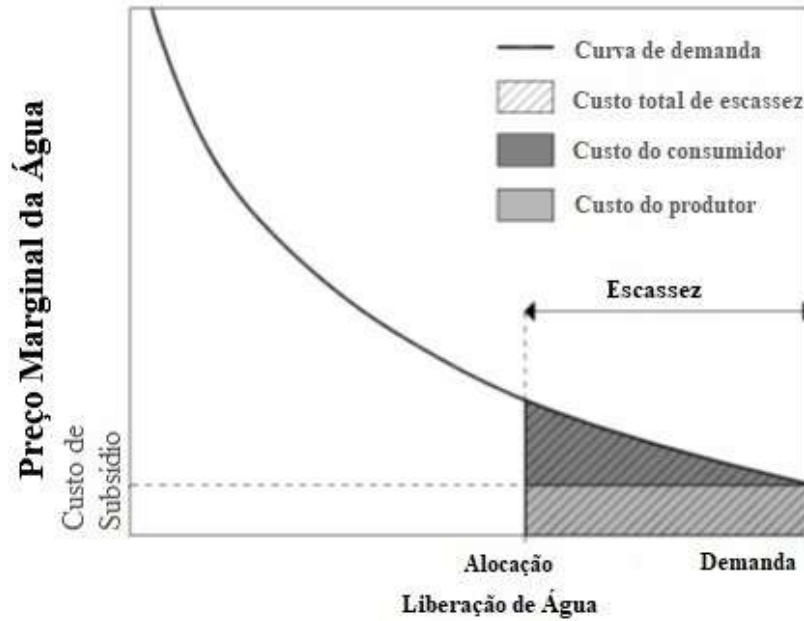
5.2 Modelo de cobrança pelo uso da água bruta com base nos custos da escassez hídrica (CABCEH)

A otimização da metodologia consiste em definir uma função para associar os Preços Públicos Unitários (PPU) ao estado hídrico do sistema (volume disponível para alocação de água). Para determinar essa função, o procedimento levou em consideração os custos da escassez hídrica, calculados utilizando o método de Disposição a Pagar (WTP, do inglês *Willingness to Pay*).

O WTP estima o valor a ser pago por um volume adicional de água em casos de escassez. O preço marginal de um certo volume de água pode ser estabelecido pela confiabilidade no atendimento das demandas, conforme Figura 8 (DRAPER, 2001; FARIAS, 2009). Neste caso, quando há falta de água, incidem duas perdas: a do produtor, que ficará sem a remuneração pela água que forneceria; e a do usuário, que terá prejuízos pela falta de água em suas atividades. Na

economia de recursos hídricos, as curvas de demandas, a depender do tipo de uso da água, podem ser obtidas por meio da elasticidade da demanda (Figura. 9, Equação. 34 e Tabela 9).

Figura 9- Custo da escassez hídrica



Fonte: Modificado de Farias (2009).

$$P_c = \left(\frac{Q_c}{\theta} \right)^{\frac{1}{E}} \quad (Eq. 34)$$

em que:

Q_c representa as entregas de água para abastecimento; θ é um fator de escala maior que zero; P_c é o preço marginal da oferta da cidade; e E é a elasticidade da demanda. O valor da constante θ é estimado a partir de um preço observado e da quantidade de água observada a esse preço.

Na Tabela 9, observa-se a variação dos valores de elasticidade da demanda, para os principais usuários dos recursos hídricos.

Tabela 9- Elasticidade da demanda em relação aos principais usuários.

Setor	Elasticidade da Demanda
Residencial	-0,20 a -0,60
Industrial	-0,45 a -1,37
Irrigação	-0,37 a -1,50

Fonte: Bhatia et al. (1993) apud Campos & Studart (2001).

Pressupõe-se que o PPU cobrado corresponde às despesas fixas de manutenção da Agência de Bacia e demais projetos ambientais, não contabilizando as perdas decorrentes da escassez hídrica. Diante deste contexto, neste estudo, propôs-se um modelo em que se aplica um coeficiente de majoração/minoração variável ao PPU, que seja dependente do volume disponível no reservatório. Assim, o procedimento metodológico pode ser resumido em quatro etapas:

1. Definir, com base na literatura, as curvas de demanda e os preços marginais para cada uso da água;
2. Aplicar um **modelo determinístico** para otimizar a operação do sistema hídrico, determinando, para cada mês, o nível de racionamento e os custos de escassez hídrica associados (via WTP);
3. Realizar otimização estocástica implícita (OEI), o procedimento OEI é composto pelas seguintes etapas:
 - Gerar 12.000 meses (1.000 anos) de vazões sintéticas por meio do Método dos Fragmentos com distribuição gama (Svanidze, 1980; Carneiro e Farias, 2013; Farias *et al.*, 2016; Nascimento and Farias, 2022);
 - Usar um modelo determinístico (programação linear) que minimizava o custo total obtido pelo modelo WTP,
 - Gerar gráficos para cada tipo de uso relacionando o nível de racionamento, os PPUs e o mês do ano.
4. Construir gráficos por meio de interpolações para cada tipo de uso relacionando o nível de racionamento, os custos marginais da escassez e o mês do ano.

O modelo determinístico será usado para otimizar a operação do sistema hídrico, visando minimizar a vulnerabilidade total (HASHIMOTO *et al.*, 1982), considerando vazões mensais afluentes de 2002 a 2021, o balanço hídrico e demais restrições (demandas, volumes máximo e mínimo, vertimento máximo etc.).

5.2.1 *Artifícios de Linearização*

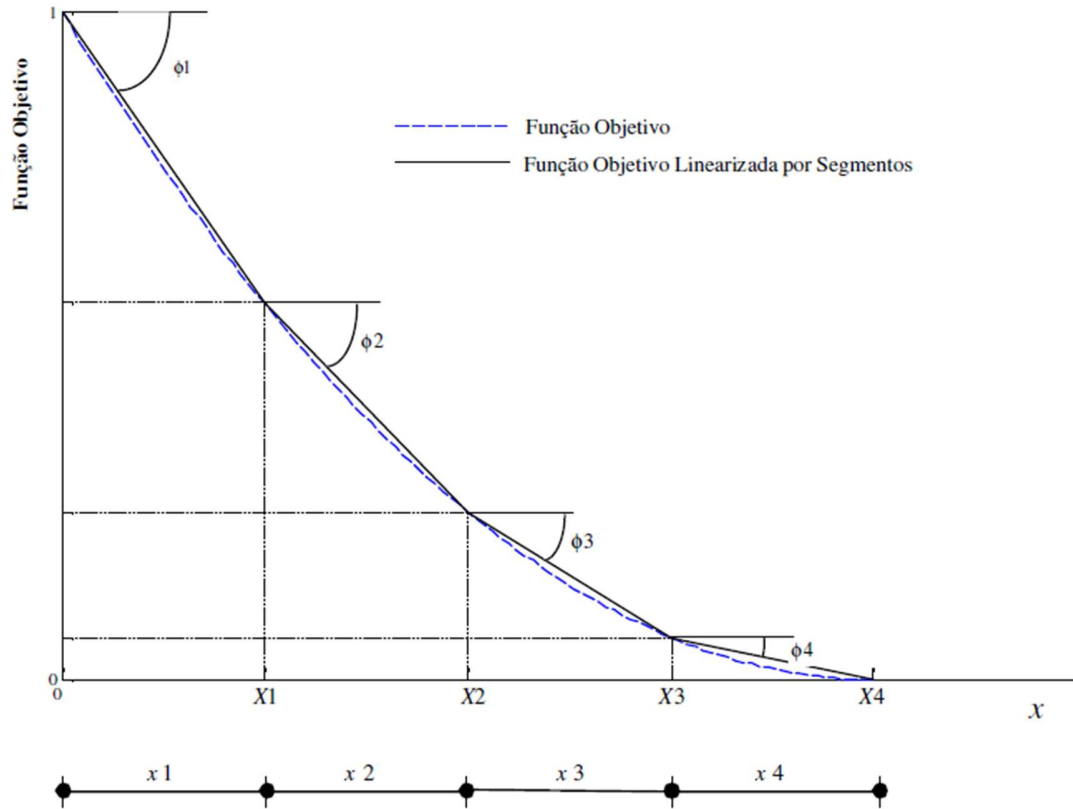
O principal obstáculo para a aplicação da Programação Linear (PL) em recursos hídricos é a ocorrência frequente de não-linearidades, que podem estar presentes tanto nas funções objetivo quanto nas restrições dos problemas. De acordo com Pirouzi et al. (2020), existem maneiras de superar essas dificuldades, possibilitando ainda a resolução dos problemas por meio de técnicas de PL, os chamados "Artifícios de Linearização" que são métodos eficientes para lidar com as não-linearidades que possam surgir.

Portanto, uma maneira de lidar com funções não lineares em problemas de otimização é a linearização por segmentos. Esse método é utilizado para maximizar funções côncavas ou minimizar funções convexas, aproximando-se da função não-linear por segmentos de reta. Assim, a função ou restrição não-linear é representada por uma função linear por parte (Yang et al., 2019).

O método consiste em dividir a função não-linear em vários segmentos de reta. Na Figura 10, apresenta-se uma função objetivo quadrática e linearizada pelo artifício de linearização por segmentos:

Figura 10- Função objetivo quadrática e linearizada pelo artifício de linearização por

segmentos.



Fonte: Santos, (2007).

A função objetivo a ser linearizada neste estudo visa otimizar a alocação eficiente de recursos hídricos no sistema hídrico Curemas Mãe D'água, levando em consideração variáveis decisivas como a alocação, demanda e preço marginal. A função original, com comportamento não linear devido à interação entre variáveis, foi transformada em uma série de segmentos lineares que permitem a aplicação de técnicas de Programação Linear (PL). Dessa forma, a função apresentada a seguir expressa a integral da equação 34, que descreve o custo de escassez. Esse valor é obtido pelo somatório das equações referentes a cada uso ao longo do tempo, representando, assim, o custo total da escassez a ser otimizado pelo modelo determinístico mencionado anteriormente.

F.O

$$\text{MIN Custo}_{(WTP)} = \sum_{t=1}^N \left(\frac{1}{\phi}\right)^{\frac{1}{e}} * \left[\frac{D^{1+\frac{1}{e}} - R^{1+\frac{1}{e}}}{1+\frac{1}{e}} \right] \quad (\text{Eq. 35})$$

$$\phi = \frac{\text{demanda}}{\left(\frac{1}{0,0682}\right)^{\frac{1}{2,5}}} \quad (\text{Eq. 36})$$

Após a linearização, a função objetivo será dada por meio das Equações 37 e 38:

$$F(x) = \emptyset_1 \cdot x_1 + \emptyset_2 \cdot x_2 + \emptyset_3 \cdot x_3 + \emptyset_4 \cdot x_4 + \emptyset_5 \cdot x_5 + \emptyset_6 \cdot x_6 + \emptyset_7 \cdot x_7 + \emptyset_8 \cdot x_8$$

(Eq. 37)

$$x = x_1 + x_2 + x_3 + x_4 + x_5 + x_6 + x_7 + x_8$$

(Eq. 38)

Sendo as declividades da reta em cada $\emptyset_1, \emptyset_2, \emptyset_3, \emptyset_4, \emptyset_5, \emptyset_6, \emptyset_7$ e $\emptyset_8$ segmento; $x_1, x_2, x_3, x_4, x_5, x_6, x_7$ e x_8 os segmentos da variável de decisão; $X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6, X_7$ e X_8 são os pontos de quebra, responsáveis pela delimitação dos segmentos, conforme descrito nas Equações 39 a 45:

$$0 \leq x_1 \leq X_1 \quad (\text{Eq. 39})$$

$$0 \leq x_2 \leq X_2 - X_1 \quad (\text{Eq. 40})$$

$$0 \leq x_3 \leq X_3 - X_2 \quad (\text{Eq. 41})$$

$$0 \leq x_4 \leq X_4 - X_3 \quad (\text{Eq. 42})$$

$$0 \leq x_5 \leq X_5 - X_4 \quad (\text{Eq. 43})$$

$$0 \leq x_6 \leq X_6 - X_5 \quad (\text{Eq. 44})$$

$$0 \leq x_7 \leq X_7 - X_6 \quad (\text{Eq. 45})$$

Para o sucesso da linearização por partes, é fundamental seguir uma ordem nos segmentos, ou seja, o primeiro trecho deve ser resolvido antes de definir valores ao segundo, e assim por diante, até o último. Segundo Yang et al., (2019) é necessário equilibrar a precisão da representação da função linearizada com o número de pontos de discretização, pois o esforço computacional em problemas de programação linear aumenta de forma cúbica com o número de restrições.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Diagnóstico dos mecanismos de cobrança pelo uso da água bruta

A estrutura organizacional promovida pela Lei das Águas mostrou-se uma plataforma adequada para a implementação de diferentes modelos de cobrança, constituindo-se em um significativo avanço institucional, já que permite a interlocução entre as várias instâncias e a discussão democrática entre usuários, poder público e sociedade civil organizada.

Em contrapartida, a falta de apoio político-institucional para instalação de comitês, a ausência de instrumentos de controle (outorga) e planejamento (planos) e a fragilidade nas fiscalizações são os principais responsáveis pela dificuldade na implementação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas do Brasil.

A existência de comitês articulados e participativos, com planos estratégicos aprovados e sistemas de outorgas eficientes, é essencial para o sucesso na implantação da cobrança, porém, ainda existe bacias hidrográficas de domínio da união e dos estados ainda não possui comitês de bacias estruturados.

Apenas uma parte das bacias hidrográficas brasileiras possui modelos de cobrança implementados, sendo que a maioria sequer possui plano de recursos hídricos. Pode-se perceber que, mesmo após vários anos da promulgação da Lei das Águas, ainda existe uma grande quantidade de comitês em fase inicial de implantação e sem a implementação de qualquer instrumento de gestão. Nestes casos, a institucionalização da cobrança pelo uso da água inexistente, dificultando iniciativas no sentido de assegurar a independência administrativa e financeira dos comitês.

Percebeu-se ainda que, até mesmo uma grande parte dos comitês em funcionamento não possui estabilidade financeira, necessitando de apoio do poder público e de preparo para que os seus membros possam dar cumprimento à sua missão institucional.

Algumas experiências demonstram que os instrumentos de cobrança cumprem o objetivo de arrecadar recursos, a exemplo dos modelos de cobranças praticados em bacias federais (Paraíba do Sul, São Francisco, Rio Doce). No entanto, são insuficientes para atender a algumas necessidades da bacia hidrográfica, como incentivar o racionamento da água.

Outros grandes desafios da gestão dos recursos hídricos e implementação da cobrança é estabelecer um modelo de governança que conjecture garantir investimentos indispensáveis para a

preservação e a globalização da água, envolver a sociedade no processo de gestão participativa, impossibilitar a apropriação por agentes econômicos nacionais e internacionais de forma particular, e assegurar os usos múltiplos da água. No Quadro 4, apresentam-se os principais avanços e desafios da implantação da cobrança pelo uso da água bruta no Brasil.

Quadro 4 - Principais avanços e desafios da implantação da cobrança pelo uso da água bruta.

PRINCIPAIS AVANÇOS E DESAFIOS	
AVANÇOS	DESAFIOS
Aperfeiçoamento da legislação pela Conjuntura brasileiro.	Uma grande quantidade de comitês em fase inicial de implantação e sem a implementação de qualquer instrumento de gestão.
Inclusão de novas normas, que contribuíram para o avanço dos instrumentos das políticas públicas para os recursos hídricos.	Uma grande parte dos comitês em funcionamento não possuem estabilidade financeira.
Aprimoramento dos textos legais, com ênfase na unificação das instâncias de emissão de outorgas de direito de uso da água.	Falta de apoio político-institucional para a implantação do sistema de cobrança em bacias hidrográficas.
O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos oferece um arcabouço institucional capaz de integrar um conjunto de práticas necessárias à manutenção da disponibilidade qualitativa e quantitativa da água.	Bacias com comitês implementados, que não possuem planos de recursos hídricos bem estruturados.
Movimentos pioneiros de estados como Ceará e Rio de Janeiro estimularam e deram base inicial para os modelos de cobrança existentes na atualidade	Promoção de ações de forma unilateral, sem aderência aos planos diretores de recursos hídricos, sem ampla consulta às populações a serem afetadas, aos entes do SINGREH, aos comitês de bacias hidrográficas
A implantação da cobrança pelo uso da água de maneira consciente, racional e sustentável foi o reconhecimento da mesma como recurso limitado e dotado de valor econômico, por meio da Lei federal nº 9.433/1997.	Estabelecer um modelo de governança que conjecture garantir investimentos indispensáveis para a preservação e a globalização da água.
Os modelos de cobranças existentes, a exemplo dos praticados em bacias federais (Paraíba do Sul, São Francisco, Rio Doce), incorporam uma série de	A deficiência de dados e a necessidade de conhecê-los por toda a extensão da área de estudo, muitas vezes, impedem a realização do planejamento compatível com as necessidades da área de interesse.

elementos técnicos que convergem para o interesse do uso racional da água.	
--	--

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

6.2 Implementação dos modelos de cobrança

Aplicou-se os modelos de cobrança das bacias do rio São Francisco, Paraíba do Sul e Doce à bacia do rio Piancó, no semiárido nordestino, utilizando os PPUs e as metodologias das bacias de origem como referência. Abordou-se as adaptações necessárias às condições hidroclimáticas e socioeconômicas locais, considerando as especificidades da região, como a escassez hídrica, a predominância de atividades agropecuárias e a dependência de reservatórios para o abastecimento humano. Nas Figuras 11 e 12, observa-se o comportamento da alocação de água (soma dos usos considerados) e do volume equivalente do reservatório durante o período de estudo.

Figura 11 - Alocações de água do reservatório equivalente para todos os usos considerados (2002-2021).

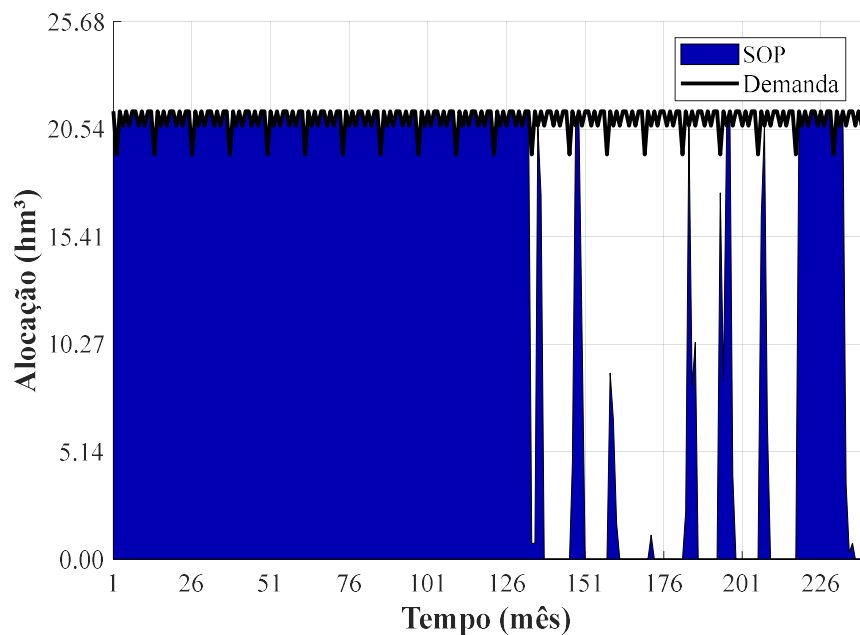
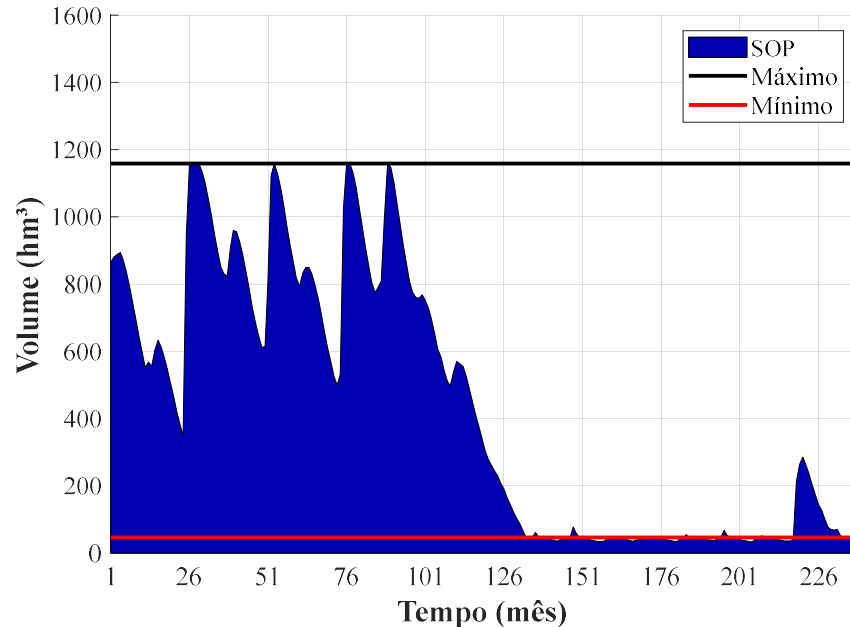


Figura 12 - Comportamento do volume do reservatório equivalente (2002-2021).



Com base nos resultados apresentados nas Figuras 11 e 12, verifica-se que o sistema não atendeu às demandas em 85 dos 240 meses analisados. O modelo também confirmou a severa seca de 2012-2017 (do 121º ao 192º mês), registrada pela AESA (2021) e outras fontes acadêmicas e jornalísticas. Ao considerar os níveis atuais de demanda e a operação do sistema com a SOP, nota-se que a sustentabilidade hídrica e a arrecadação foram afetadas em 35,4% dos meses. As demandas foram plenamente atendidas nos 126 primeiros meses do período em estudo, observando-se falhas hídricas do 127º ao 226º mês de avaliação. A severa escassez hídrica neste período é também confirmada na Figura 10, em que se verifica o volume do reservatório próximo ao volume morto (mínimo).

A alocação de cada setor de usuário é apresentada na Figura 13 (A-F). Conforme esperado e observado na Tabela 10, a quantidade de falhas foi maior para os usos menos prioritários. Os setores com menos dificuldades foram saneamento (abastecimento humano) e pecuária, com 70 (29,2%) e 71 (29,6%) falhas, respectivamente. Os setores de irrigação, aquicultura e industrial apresentaram a maior frequência de problemas no atendimento, com 85 falhas (35,4%) em 240 meses. Resultados similares também foram observados por Bezerra *et al.* (2022), ao estudar a operação do sistema hídrico Curema-Mãe-D'Água no período de 2005-2020. Desta forma é possível constatar que o reservatório está sujeito a severos episódios de déficit hídrico.

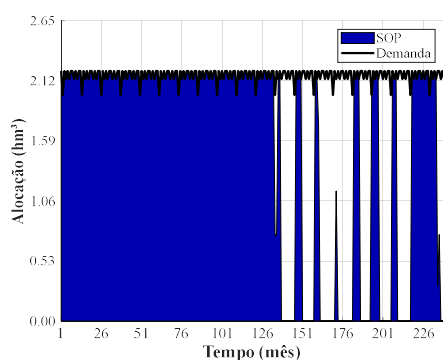
Tabela 10 - Falhas de atendimento (2002-2021).

<i>Usos</i>	Número de falhas (meses)
<i>Abastecimento Humano</i>	70
<i>Pecuária</i>	71
<i>Vazão mínima</i>	74
<i>Irrigação</i>	85
<i>Aquicultura</i>	85
<i>Indústria</i>	85

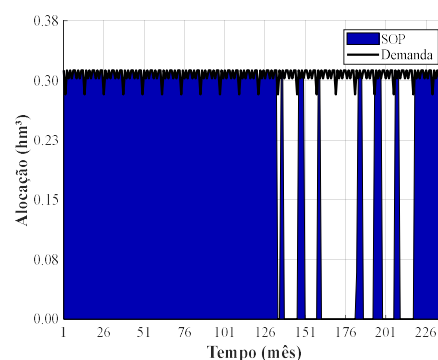
Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Figura 13 - Alocação de água para cada setor de usuário.

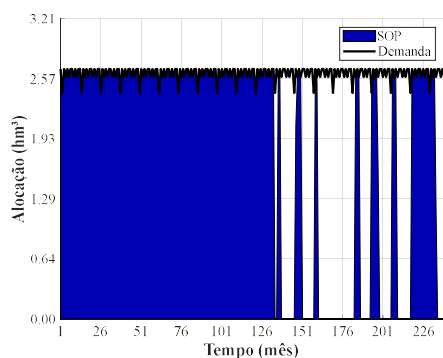
Alocação de água para abastecimento humano (2002-2021).



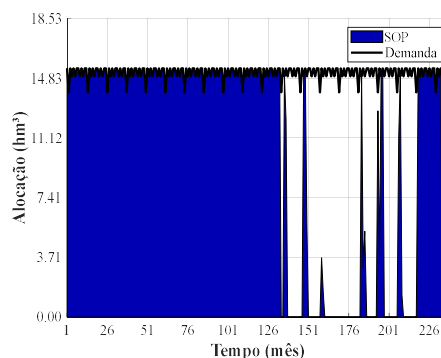
Alocação de água para pecuária (2002-2021).



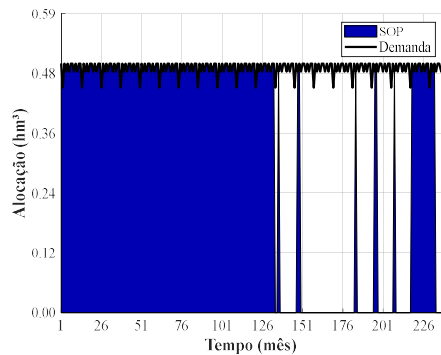
Alocação de água para vazão mínima (2002-2021).



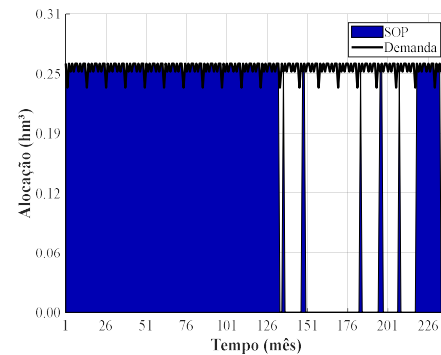
Alocação de água para irrigação (2002-2021).



Alocação de água para aquicultura (2002-2021).



– Alocação de água para indústria (2002-2021).

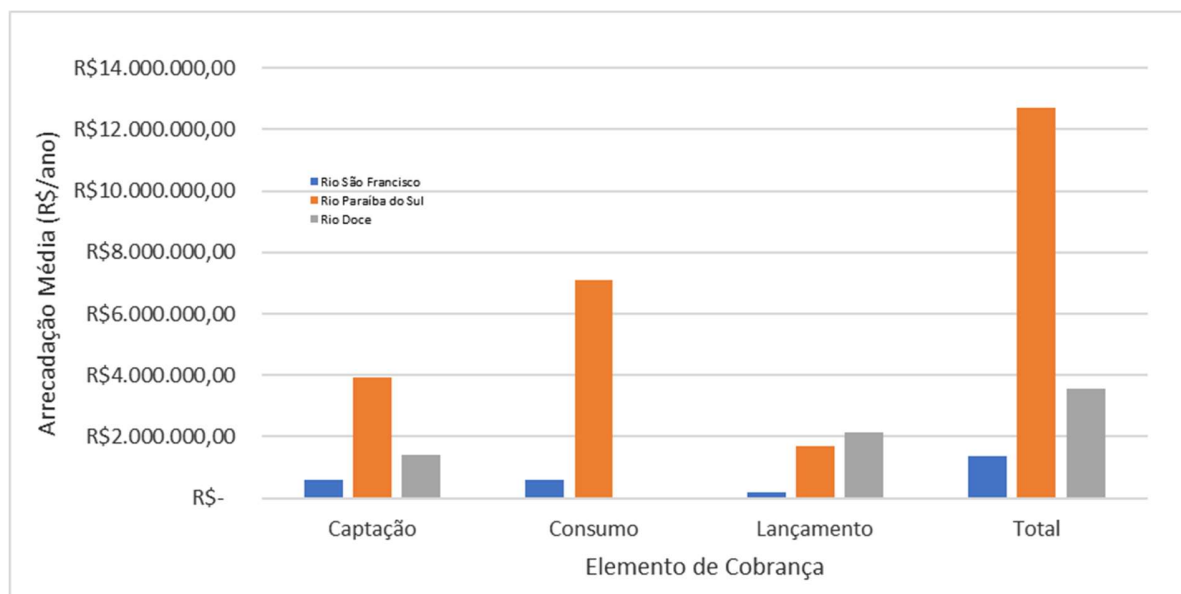


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Na Figura 14, apresenta-se os valores médios de arrecadação considerando os componentes relacionados à captação, ao consumo e à liberação de cargas orgânicas. Dentre os modelos, o que proporcionou a maior arrecadação foi o do rio Paraíba do Sul, no valor total de R\$ 12.711.071,69, seguido do rio Doce e do rio São Francisco, com R\$ 3.577.895,45 e R\$ 1.368.273,20, respectivamente. Observa-se, ainda, que o modelo do rio Paraíba do Sul promoveu maior arrecadação com os elementos de captação e consumo (R\$ 3.905.312,91 e R\$ 7.102.732,55). Já o modelo do rio Doce proporcionou a maior arrecadação por meio do elemento de liberação de cargas orgânicas, no valor total de R\$ 2.156.229,37. Vale salientar que no rio Doce não há cobrança pelo componente de consumo. Com o modelo do rio São Francisco, foram geradas as menores arrecadações considerando todos os elementos. Destaca-se, que a vazão captada no modelo do rio São Francisco é determinada pela vazão concedida, ou seja, independentemente da vazão utilizada, a tarifa de uso permanece a mesma. Ressalta-se aqui, como fator positivo, que este método induz o usuário com aduções mais baixas do que às inicialmente concedidas a solicitar a revisão da outorga (VERA et al., 2017).

Figura 14 - Arrecadação anual média por componente de cobrança para as bacias do rio

São Francisco, Paraíba do Sul e rio Doce.

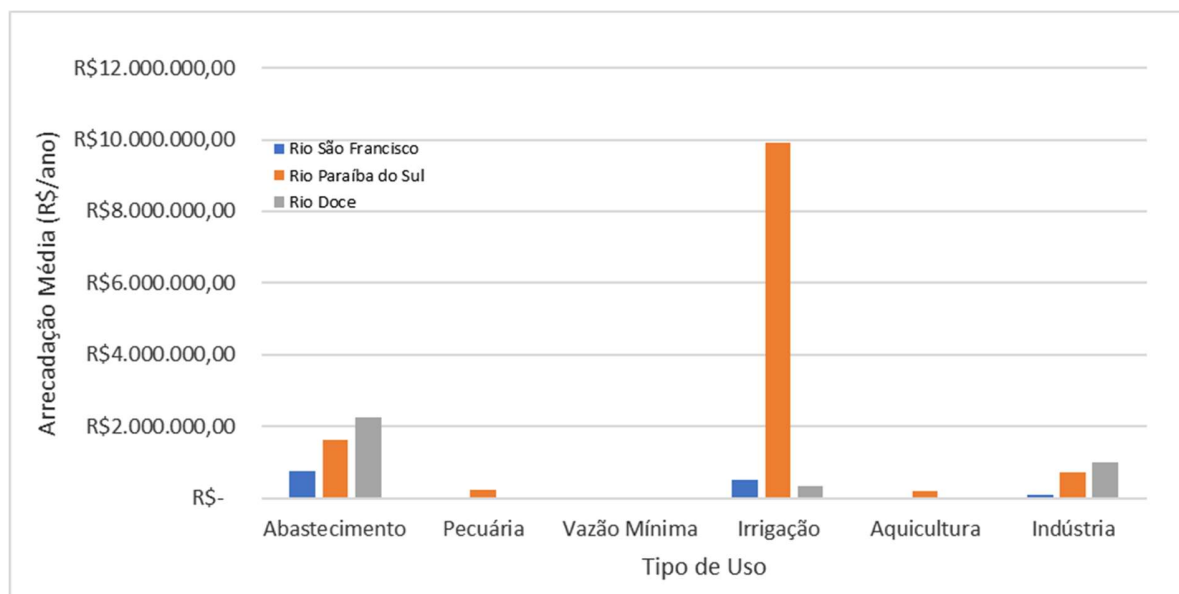


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Na Figura 15, mostra-se os valores médios de arrecadação considerando cada tipo de uso para os três modelos analisados. Verificou-se que a maior arrecadação ocorre para o uso de abastecimento e indústria ao se aplicar o modelo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, com arrecadação anual média de R\$ 2.242.841,89 e R\$ 990.336,76, respectivamente. Já ao aplicar o modelo do rio Paraíba do Sul, a maior arrecadação foi para a irrigação, com um valor médio de R\$ 9.922.943,70 por ano.

Figura 15 - Arrecadação anual média por tipo de uso para as bacias do rio São Francisco,

Paraíba do Sul e rio Doce.



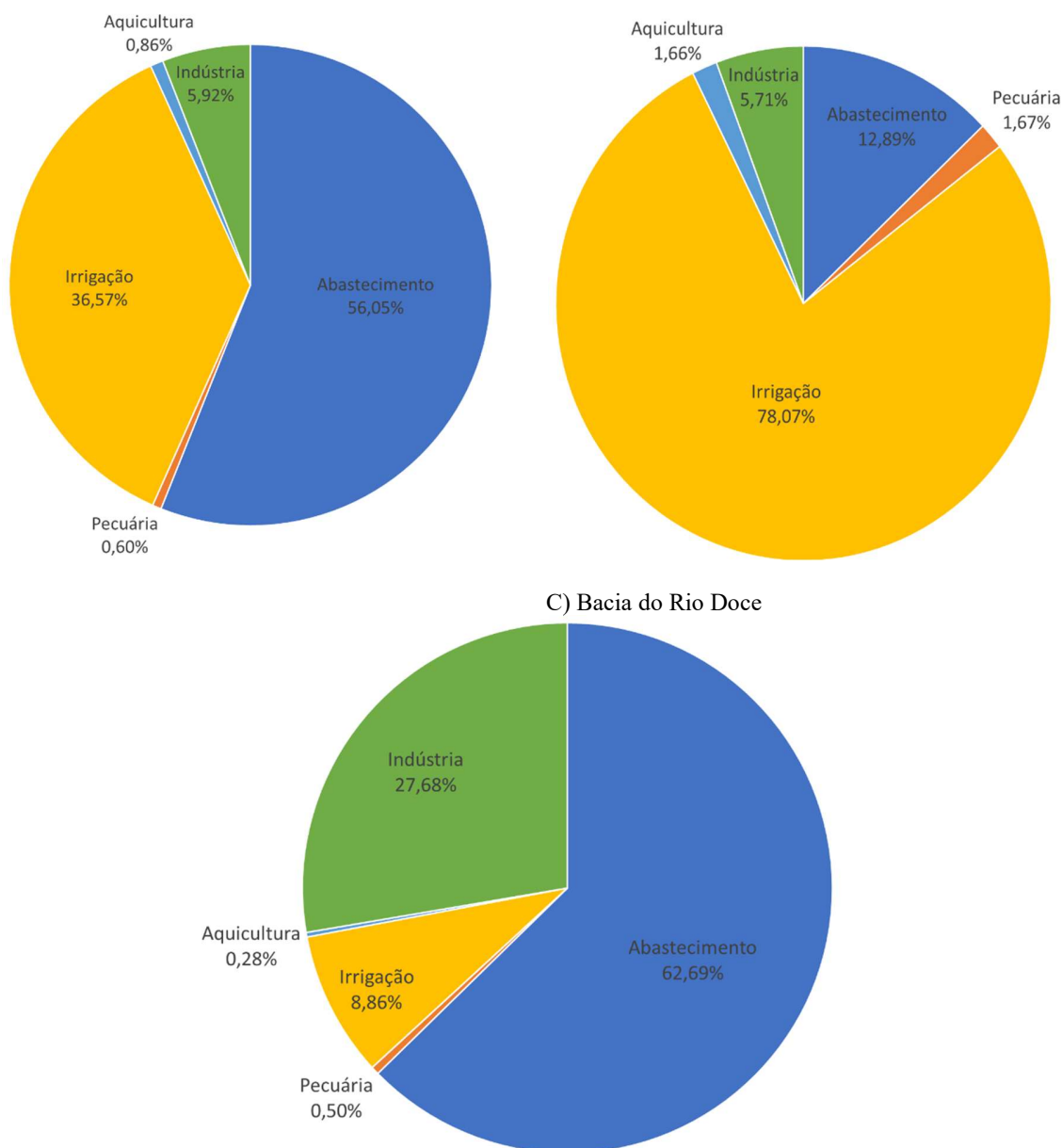
Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Na Figura 16 (A-C), destaca-se as distribuições da arrecadação considerando cada tipo de uso para os três modelos analisados. Verificou-se que o setor de saneamento é o maior contribuinte ao utilizar os modelos do rio São Francisco e do rio Doce (R\$ 766.875,48 e R\$ 2.242.841,89 por ano, respectivamente). A irrigação é o maior contribuinte ao adotar o modelo do Paraíba do Sul (R\$ 9.922.943,70 por ano). A majoração do setor de irrigação pelo modelo do Paraíba do Sul é reflexo dos valores de $K_{cap\ classe}$ e $K_{consumo}$ de 0,9 e 1 respectivamente, visto que os demais modelos apresentam valores inferiores.

Figura 16 - Distribuição da arrecadação considerando cada tipo de uso para as bacias do rio São Francisco, Paraíba do Sul e rio Doce.

A) Bacia do Rio São Francisco

B) Bacia do Rio Paraíba do Sul



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Nas Tabelas 11, 12 e 13, apresenta-se os resultados da aplicação dos modelos de cobrança e apresentam os valores arrecadados por setor em todos os anos da avaliação. Observa-se nas referidas tabelas que é possível arrecadar anualmente os valores médios de R\$ 1.368.273,20, R\$ 12.711.071,69 e R\$ 3.577.895,45 utilizando os modelos do São Francisco, Paraíba do Sul e Rio Doce, respectivamente. Considerando o modelo SOP e os critérios operacionais desta aplicação, constatou-se que o sistema colapsaria em 2015 e 2016 para a maioria dos usos, com exceção do abastecimento humano, implicando no não fornecimento de água e na ausência de qualquer arrecadação financeira por meio da cobrança para os usos em colapso.

Ano	Abastecimento	Pecuária	Irrigação	Aquicultura	Indústria	Total
2002	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2003	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2004	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2005	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2006	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2007	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2008	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2009	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2010	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2011	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2012	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
2013	707,72	76,01	3507,19	54,46	187,88	4533,26
2014	761,89	100,80	2985,63	54,46	187,88	4090,65
2015	532,23	50,40	436,40	0,00	0,00	1019,02
2016	100,51	0,00	0,00	0,00	0,00	100,51
2017	761,89	80,00	1922,69	26,79	92,40	2883,77
2018	936,75	123,93	3829,66	54,46	187,88	5132,68
2019	574,54	76,01	2262,40	26,79	92,40	3032,14
2020	1910,96	252,82	12549,17	273,22	942,46	15928,64
2021	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85
Média	2279,42	301,57	14968,79	325,90	1124,18	18999,85

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Tabela 13 - Arrecadação em milhares de reais por ano utilizando o modelo de cobrança do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Doce (2002-2021).

Arrecadação (em milhares de reais) – Rio Doce						
Ano	Abastecimento	Pecuária	Irrigação	Aquicultura	Indústria	Total
2002	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2003	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2004	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2005	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44

2006	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2007	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2008	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2009	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2010	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2011	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2012	3119,36	25,22	478,23	15,34	1533,29	5171,44
2013	968,51	6,36	112,05	2,56	256,25	1345,73
2014	1042,63	8,43	95,39	2,56	256,25	1405,26
2015	728,34	4,22	13,94	0,00	0,00	746,50
2016	137,54	0,00	0,00	0,00	0,00	137,54
2017	1042,63	6,69	61,43	1,26	126,02	1238,04
2018	1281,93	10,37	122,35	2,56	256,25	1673,46
2019	786,25	6,36	72,28	1,26	126,02	992,17
2020	2615,13	21,15	400,93	12,86	1285,44	4335,51
2021	1940,92	14,65	201,57	6,35	634,32	2797,80
Média	2242,84	17,78	317,02	9,91	990,34	3577,90

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Com base nos resultados apresentados, observa-se que o modelo do CEIVAP tem um maior potencial de arrecadação para o sistema hídrico estudado. É possível verificar, ainda, que a arrecadação anual pelo modelo do CEIVAP é quase 10 vezes maior do que os valores encontrados com o mecanismo usado pelo CBHSF, com destaque para os montantes observados no setor de irrigação. Identificou-se, ainda, que as cobranças geradas pelo modelo CEIVAP em todos os setores superaram de forma relevante os valores fornecidos pelas equações do CBHSF e CBH-Doce. A discrepância existente entre os modelos é fator crucial para as diferenças entre os valores arrecadados. Vale salientar, também, a evolução que os modelos em estudo sofreram ao longo dos anos, tornando-se cada vez mais simples e práticos, visando um maior entendimento por parte dos usuários. Além disso, uma maior relevância foi dada aos parâmetros de qualidade, sobretudo pelo modelo de cobrança utilizado na Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

Levando-se em conta a parcela referente ao lançamento de efluentes/carga poluidora, que está intimamente ligada à qualidade da água, a Bacia do Rio Paraíba do Sul realiza a cobrança apenas pela carga anual de DBO₅ lançada no corpo hídrico, enquanto a Bacia do Rio Doce

considera como fonte poluidora a DBO₅, os sólidos suspensos totais (SST) e fósforo total (PT). Além disso, na Bacia do Rio Doce, considera-se o equivalente populacional limitante (EPL), que demonstra a equivalência entre uma fonte poluidora e um certo número de pessoas (CBH-DOCE, 2018). Na Bacia do Rio São Francisco, averiguou-se a vazão de diluição, que relaciona a concentração do poluente contida no efluente e a concentração permitida, com base na classe de enquadramento do trecho de curso de água onde será realizado o lançamento (CBHSF, 2017). Isso possibilita o cálculo com outros poluentes, além da DBO. Foi observado que as bacias em estudo procuram buscar uma compensação ao usuário que comprove, por medições atestadas pelo órgão outorgante, que a carga poluidora presente no lançamento dos seus efluentes seja menor que a carga poluidora presente na água captada do mesmo corpo de água (CEIVAP, 2014; CBH-DOCE, 2018; CBHSF, 2017).

A Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul foi a pioneira a implantar o instrumento de cobrança pelo uso de recursos hídricos, em março de 2003, por meio da Deliberação CEIVAP nº 3/2001. Em julho de 2010, o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHSF) implementou a cobrança pelo uso de recursos hídricos, por meio da aprovação da Deliberação nº 40/2008. O Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Doce (CBH-DOCE) implementou a cobrança em 2011, por meio da Deliberação nº 26/2011. Observou-se que o preço unitário na Bacia do rio São Francisco permaneceu constante até o ano de 2017, impactando a arrecadação da bacia, pois “representa uma dificuldade adicional para que as metas de investimento sejam alcançadas e também para garantir a sustentabilidade financeira da Agência” (LUCCHESI, 2019). Dentre as bacias, a do rio Doce apresenta os maiores valores para o PPU, fato explicado pela ausência de valores pelo consumo de água (ALMEIDA, 2018). Já a bacia do rio Paraíba do Sul estabeleceu valores progressivos de cobrança entre os anos de 2011 e 2015. A progressividade dos valores está relacionada com o alcance de metas de desembolso pela Agência de Água (ANA, 2019). Além do mais, é importante considerar o pioneirismo da Bacia do Rio Paraíba do Sul, que efetivou os valores de preços unitários a partir do ano de 2003.

De acordo com Parween *et al.* (2021), na Índia a água também é considerada um bem econômico e por isso é necessário a adoção de preços para o seu uso. Em uma análise sobre os valores cobrados pelo uso doméstico e industrial, observou-se que valores cobrados são razoáveis, entretanto, para a irrigação, a água é considerada um bem sem mérito. Em muitos países, os bens e/ou serviços não meritórios são fornecidos com o apoio financeiro do governo. Nesta perspectiva,

observa-se similaridade com a aplicação dos modelos do rio São Francisco e rio Doce, onde os maiores montantes se deram com os setores de saneamento e indústria. Em contrapartida, a irrigação se sobressaiu (maior arrecadação) na comparação dos usos ao aplicar o modelo do rio Paraíba do Sul.

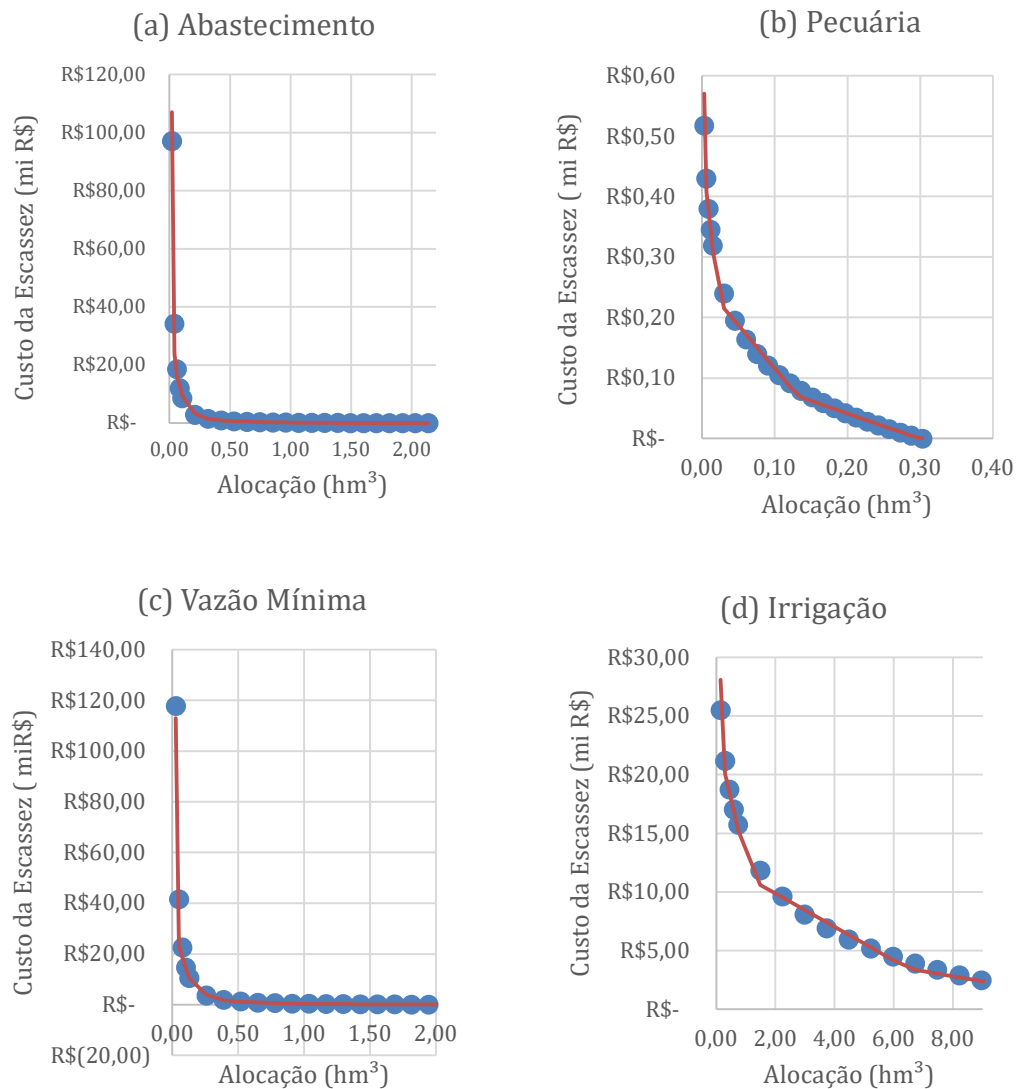
Em uma outra reflexão, Wassihun *et al.* (2022) observaram que no noroeste da Etiópia a baixa arrecadação na cobrança pelo uso da água, em especial sobre as águas para irrigação, se deve principalmente à baixa taxa de impostos sobre a água, à falta de revisão periódica e a falhas no atual mecanismo de arrecadação de receitas nos estados. Na prática, não é fácil aplicar o preço da água de irrigação usando o princípio de demanda e oferta como outros bens e serviços, uma vez que a água de irrigação não é comercializada no mercado. Embora os preços públicos tenham sido atualizados nos últimos anos para todos os modelos utilizados, os valores cobrados ainda não expressam o real valor da água.

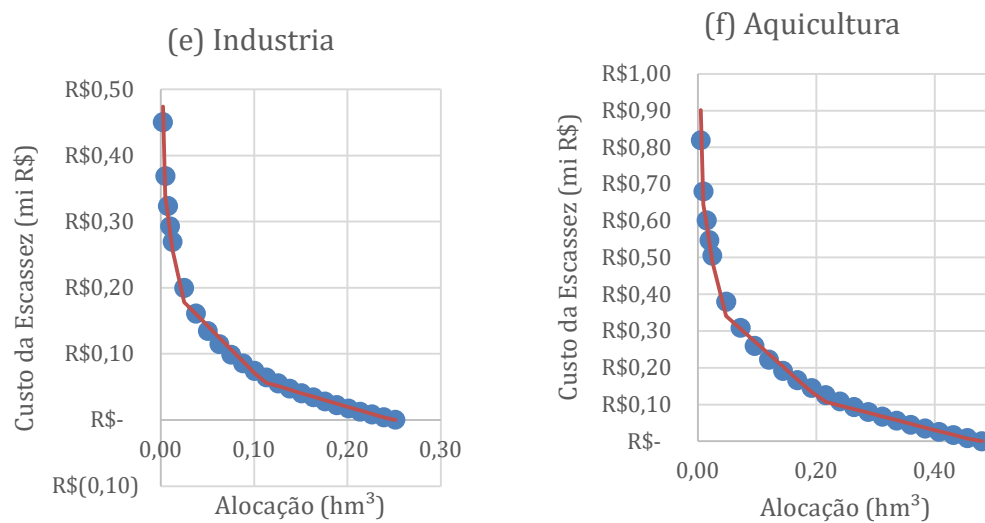
Vale destacar que, na aplicação dos modelos de cobrança pelo uso da água no sistema hídrico Curemas-Mãe d'Água, foram utilizados os parâmetros por unidade de produto (PPUs) adotados nas bacias dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e Rio Doce. Contudo, é importante ressaltar que as características dessas bacias podem diferir significativamente da realidade específica do sistema hídrico em estudo, o que pode impactar os resultados e a efetividade dos modelos na gestão local dos recursos hídricos.

6.3 Modelo de cobrança pelo uso a água bruta com base nos custos da escassez hídrica (CABCEH)

A aplicação do Modelo de Cobrança pelo Uso da Água Bruta com Base nos Custos da Escassez Hídrica (CABCEH) permitiu uma análise detalhada da relação entre os diferentes usos da água no reservatório Curemas Mão D'água, considerando cenários com e sem a transposição das águas do rio São Francisco. Na Figura 17, apresenta-se os resultados da linearização dos custos marginais de escassez (R\$/m³) para os diferentes tipos de uso.

Figura 17 - Linearização para os diferentes usos adotados no sistema hídrico Curema Mãe D'água.



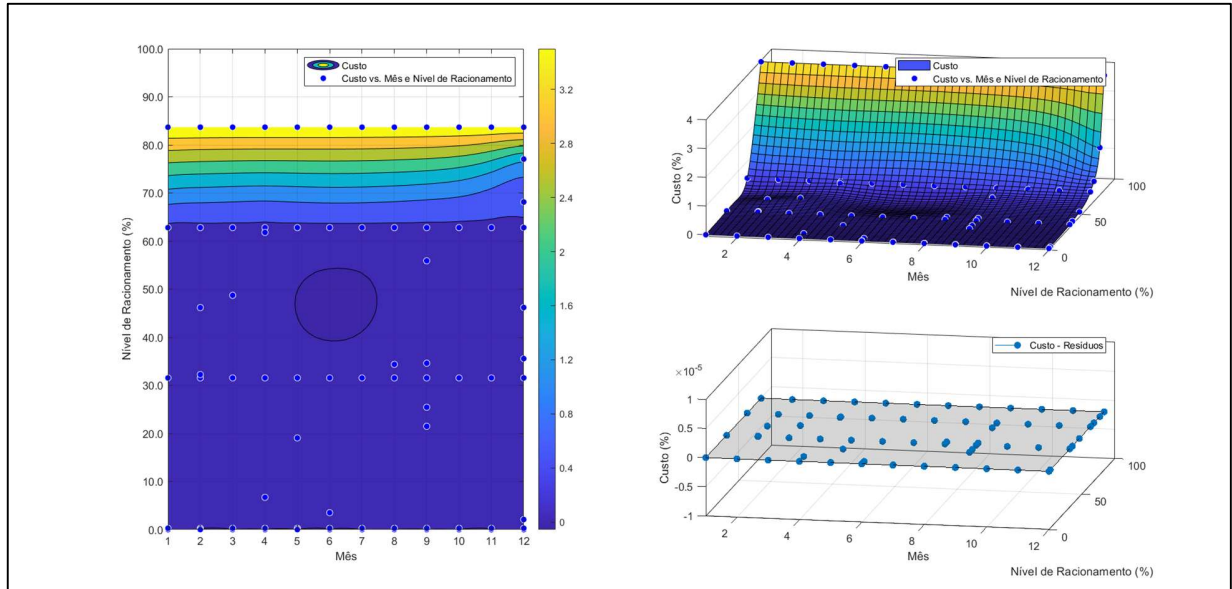


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

O processo de linearização forneceu uma base sólida para compreender a dinâmica dos custos associados à escassez hídrica nos diferentes usos da água, revelando a importância de técnicas de linearização e suavização para identificar tendências e padrões. Dando continuidade a essa abordagem, os resultados específicos para o abastecimento humano em uma análise integrada, sem transposição do rio São Francisco observa-se que o custo é mais elevado em condições de maior racionamento e diminui significativamente com a redução do racionamento. Além disso, há uma estabilização dos custos em níveis de racionamento altos, sugerindo que até certo ponto, aumentar o racionamento não reduz consideravelmente os custos. Os marcadores circulares em azuis presentes nos gráficos representam pontos de dados observados ou calculados, que indicam as combinações específicas de mês, nível de racionamento (%) e custo (%) que foram utilizadas para construir as superfícies ou contornos apresentados.

O custo atinge um pico nos primeiros meses, com declínio conforme o racionamento diminui, estabilizando-se em níveis de racionamento mais baixos. Percebe-se ainda um ponto crítico entre 30% e 50% de racionamento, onde os custos começam a aumentar. As variações residuais são pequenas, indicando que os resíduos são relativamente consistentes, caracterizando boa precisão na modelagem e/ou no cálculo do custo. Na Figura 18 mostra-se os resultados para abastecimento humano sem transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 18 - Análise integrada para abastecimento humano sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

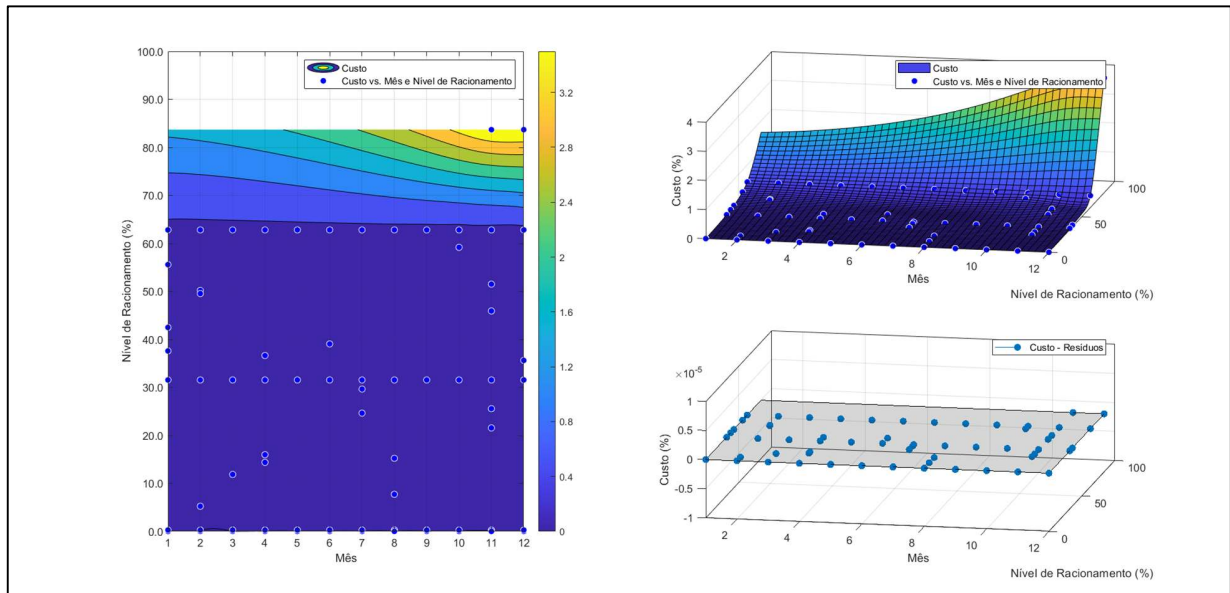
Os gráficos apresentados mostram a relação entre os meses do ano, o nível de racionamento de água (%) e o custo (%), destacando padrões importantes. No gráfico de contorno (esquerda), observa-se que os custos mais baixos (representados em azul mais escuro) predominam em níveis mais baixos de racionamento, enquanto os custos aumentam gradativamente (áreas amarelas e verdes) em níveis maiores de racionamento, especialmente conforme os meses avançam. Os contornos indicam pontos de transição nos custos à medida que o racionamento varia.

No gráfico de integração da superfície (superior direito), é possível visualizar a variação do custo ao longo dos meses e em diferentes níveis de racionamento. Os custos são mais elevados em condições de maiores racionamento e diminuem significativamente com a diminuição do racionamento, estabilizando em níveis mais baixos. Por fim, o gráfico de resíduos (inferior direito) revela que as variações residuais nos custos são mínimas, indicando uma consistência nos dados apresentados.

No entanto, para uma análise dos dados com transposição futuras das águas do rio São Francisco, percebe-se que, conforme aumenta o nível de racionamento (de 0% a 100%), os custos também tendem a crescer, especialmente durante os meses finais do ano. A superfície tende a subir de maneira não linear conforme os meses progridem, com um aumento mais acentuado em níveis de racionamento mais altos. Isso sugere que as estratégias de racionamento de água impactam

significativamente os custos, especialmente em períodos específicos. Na Figura 19 destaca-se os resultados para abastecimento humano com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 19 - Análise integrada para abastecimento humano com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

As estratégias de racionamento precisam ser bem planejadas em ambos os cenários para mitigar custos elevados, contudo, o impacto é mais significativo sem a transposição, exigindo uma gestão anual eficaz para distribuir os custos de maneira mais equilibrada e evitar picos financeiros severos, situação na qual observa-se uma maior quantidade de valores de racionamento superiores a 80%, com o custo atingindo R\$ 3,20. As variações residuais em ambas as análises são pequenas, indicando boa precisão na modelagem dos custos.

Por outro lado, para o uso pecuária sem transposição nota-se que, para níveis de racionamento mais altos (acima de 80%), os custos alcançam valores consideráveis, próximos a R\$ 9,60. A distribuição de custos está mais concentrada nos meses finais (outubro a dezembro), com um aumento acentuado na medida em que os níveis de racionamento se elevam. Na Tabela 14 destaca-se comparativo para o uso de abastecimento humano com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

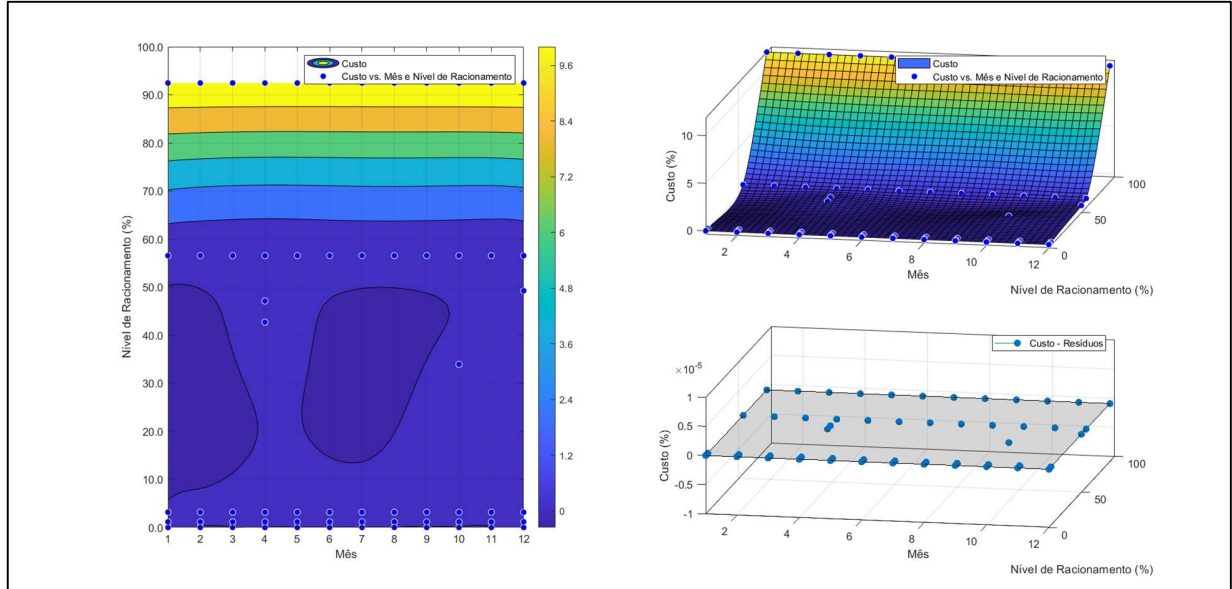
Tabela 14 - Uso abastecimento humano comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq$ 30%)	R\$ 0,50 - R\$ 1,20	R\$ 0,30 - R\$ 0,80
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 1,50 - R\$ 2,50	R\$ 1,00 - R\$ 1,80
Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 2,50 - R\$ 3,20	R\$ 1,50 - R\$ 2,20
Mês de maior vulnerabilidade	julho a outubro	setembro a novembro
Estabilidade geral	Vulnerável em períodos secos	Menor vulnerabilidade, maior estabilidade hídrica.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Na visão integrada, percebe-se que o custo se mantém baixo nos primeiros meses e tende a subir de forma não linear, especialmente após o meio do ano. Esse comportamento indica a necessidade de racionamento mais intenso nos meses finais. Esse aumento é gradual e mais acentuado em níveis de racionamento elevados, onde os custos também são altos e a oferta de água é mais restrita. Na Figura 20 apresenta-se os resultados para pecuária sem transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 20 - Análise integrada para pecuária sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.

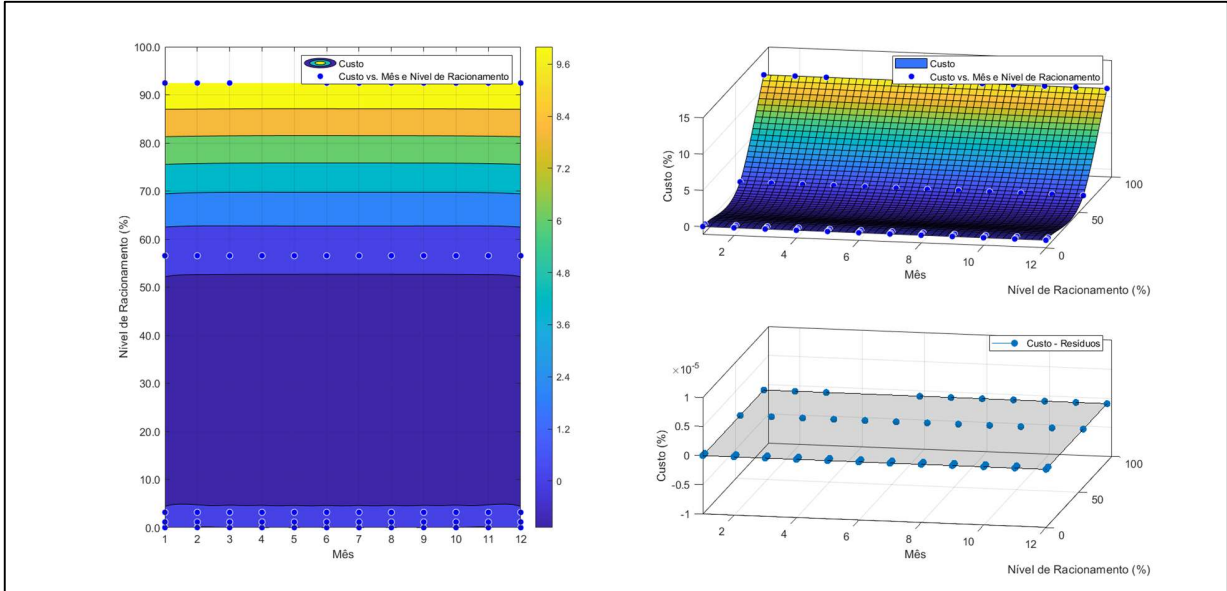


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Além disso, ao analisar os dados da pecuária com transposição das águas do rio São Francisco observa-se que, mesmo em níveis de racionamento considerados moderados (acima de 50%), os custos permanecem relativamente baixos, situando-se entre R\$ 2,40 e R\$ 6,00, somente para níveis de racionamento muito elevados (acima de 90%), os custos começam a subir significativamente, aproximando-se do valor máximo de R\$ 9,60. Essa distribuição de custos sugere que a transposição ajuda a estabilizar os custos para a pecuária, mesmo em cenários de racionamento intermediário, visto a grande quantidade de água disponível. Em comparação com a situação sem transposição, os custos não atingem picos tão altos, sugerindo que a transposição fornece uma estabilidade adicional para o abastecimento de água destinado à pecuária.

A transposição das águas do rio São Francisco beneficia significativamente o setor de pecuária, oferecendo uma estabilidade maior nos custos e permitindo um gerenciamento mais eficiente dos recursos hídricos, mesmo em cenários de racionamento elevado. Na Figura 21 mostra-se os resultados para pecuária com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 21 - Análise integrada para pecuária com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Considerando o uso de vazão mínima, percebe-se que os custos permanecem baixos até o nível de racionamento de aproximadamente 60%, acima desse valor, especialmente entre 80% e 100%, o custo começa a aumentar gradualmente, atingindo valores entre R\$ 2,50 e R\$ 4,00. Na Tabela 15 destaca-se comparativo para o uso pecuária com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

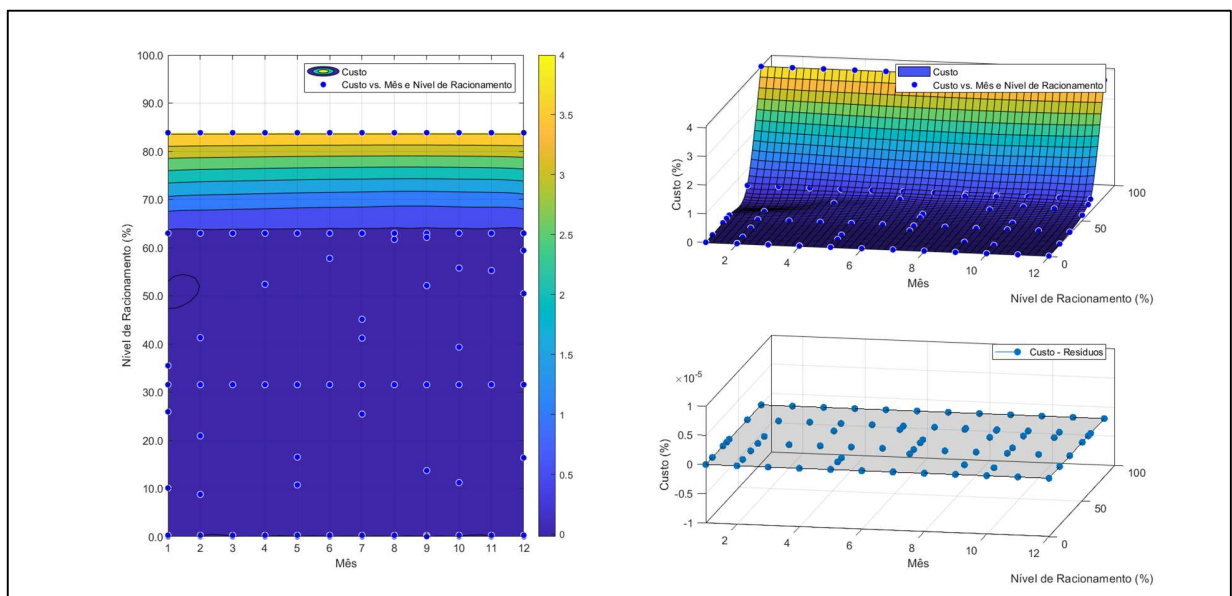
Tabela 15 - Uso pecuária comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq$ 30%)	R\$ 1,00 - R\$ 2,50	R\$ 0,50 - R\$ 1,50
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 2,50 - R\$ 6,00	R\$ 1,50 - R\$ 4,00
Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 6,00 - R\$ 9,60	R\$ 4,00 - R\$ 6,00
Mês de maior vulnerabilidade	outubro a dezembro	outubro a novembro
Estabilidade geral	Custos muito elevados em períodos secos	Maior estabilidade hídrica; custos reduzidos.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

No gráfico de integração, observa-se uma elevação gradual dos custos ao longo do tempo, que se acentua conforme os níveis de racionamento aumentam. Essa elevação é menos abrupta nos primeiros meses do ano, mas ganha força a partir do meio do ano, alcançando valores próximos de R\$ 4,00 em níveis de racionamento altos. Na Figura 22 mostra-se os resultados para vazão mínima sem transposição das águas do rio São Francisco.

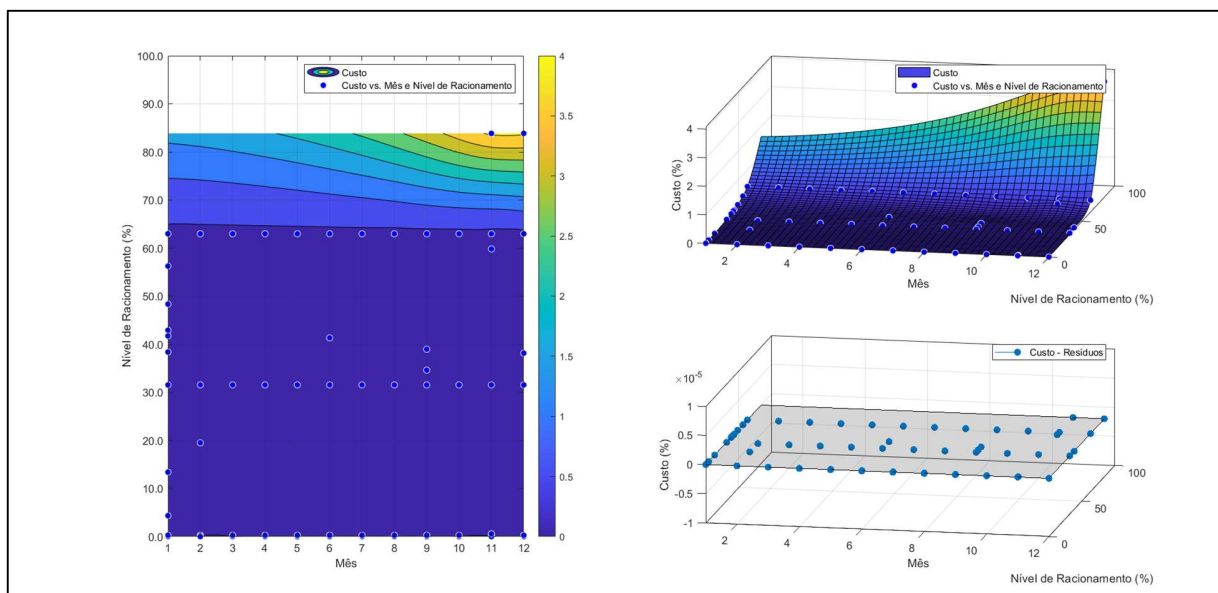
Figura 22 - Análise integrada para vazão mínima sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Todavia, ao avaliar a vazão mínima com a transposição das águas do São Francisco, percebe-se que a transposição das águas do São Francisco contribui significativamente para reduzir drasticamente os custos em níveis baixos e moderados de racionamento (0% a 60%) ao longo de todos os meses, os custos começam a se intensificar apenas quando o racionamento ultrapassa 80%, e mesmo assim, essas áreas representam faixas específicas ao final do ano (outubro a dezembro). O maior impacto positivo da transposição está no fato de os custos permanecerem praticamente nulos até o segundo semestre, mesmo com níveis de racionamento significativos. Na Figura 23 mostra-se os resultados para vazão mínima com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 23 - Análise integrada para vazão mínima com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Dando continuidade, para a irrigação sem a transposição das águas do rio São Francisco, observa-se que em níveis de racionamento de 0% a 40%, o custo permanece abaixo de R\$ 1,00 ao longo de todo o ano, indicando que o sistema hídrico consegue atender a demandas de irrigação com pouca pressão até este ponto. Na Tabela 16 destaca-se comparativo para o uso vazão mínima com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

Tabela 16 - Uso vazão mínima comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

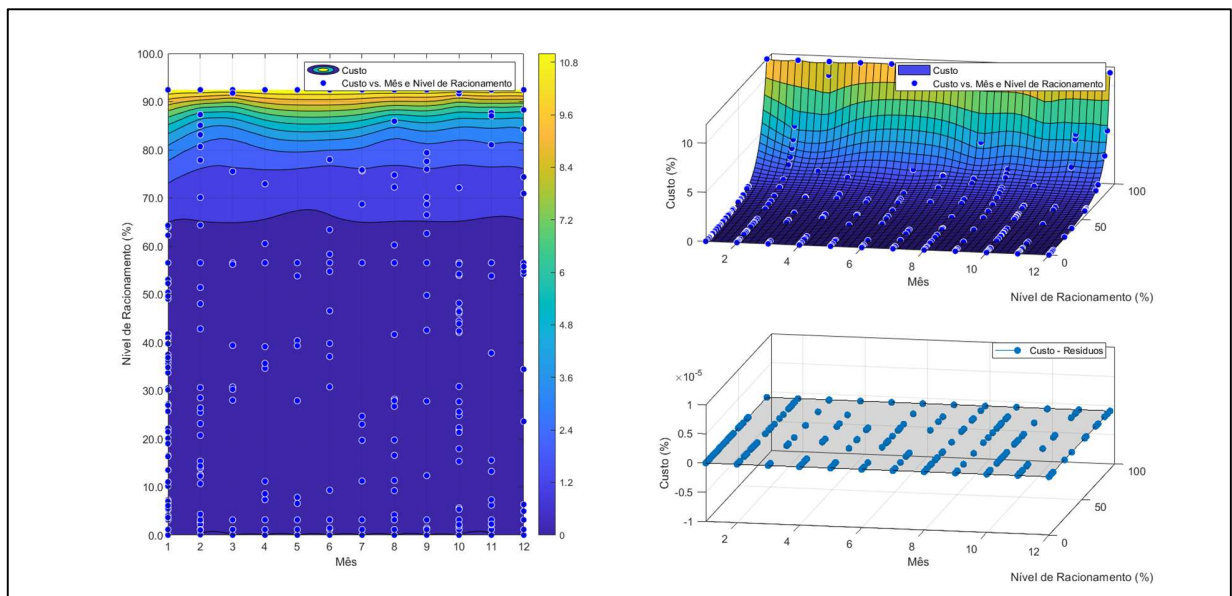
Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq 30\%$)	R\$ 0,00 - R\$ 1,00	R\$ 0,00 - R\$ 0,50
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 1,00 - R\$ 2,50	R\$ 0,50 - R\$ 1,50
Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 2,50 - R\$ 4,00	R\$ 1,50 - R\$ 3,00
Mês de maior vulnerabilidade	agosto a novembro	setembro a dezembro
Estabilidade geral	Custos elevado acima de 80% de racionamento	Baixo custo.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

No entanto, de 40% a 70% de racionamento, ocorre uma transição, com o custo começando a se elevar significativamente no segundo semestre, refletindo a maior pressão hídrica devido à sazonalidade (possível redução de chuvas e maior dependência do reservatório). Acima de 70% de racionamento, o custo cresce acentuadamente, especialmente de setembro a dezembro, atingindo valores superiores a R\$ 10,00 nos níveis mais altos.

O gráfico de integração destaca a forte sazonalidade do custo de irrigação, no primeiro semestre, há menor pressão sobre o sistema, refletindo um custo hídrico mais controlado. No segundo semestre, especialmente no trimestre final, o custo cresce exponencialmente, indicando que as reservas não conseguem atender à demanda de irrigação sem custos significativos. Na Figura 24 destaca-se os resultados para irrigação sem transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 24 - Análise integrada para irrigação sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.

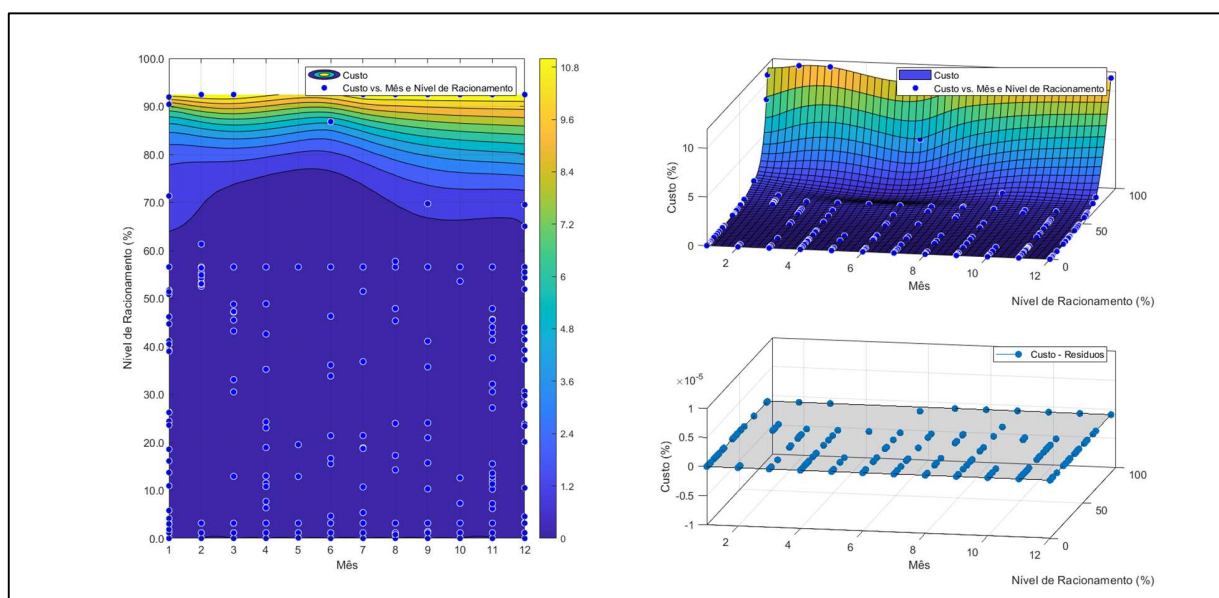


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Contudo, para o uso de irrigação com a transposição das águas do São Francisco, observa-se uma elevação do custo nos meses intermediários do ano, como julho e agosto (pico da estação seca no semiárido), entretanto, os custos são mais baixos nos primeiros meses do ano (janeiro a março), quando há maior recarga hídrica no reservatório devido às chuvas. A transposição reduz a pressão sobre o reservatório em períodos críticos, mas ainda enfrenta altos custos durante racionamentos extremos, a sazonalidade exerce forte influência nos custos da irrigação, com aumento significativo em meses secos. Comparada a outros usos, a irrigação tem os maiores custos e o menor grau de prioridade, reforçando a necessidade de um planejamento integrado para

balancear os diferentes interesses hídricos no reservatório. Na Figura 25 destaca-se os resultados para irrigação com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 25 - Análise integrada para irrigação com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Considerando os cenários com e sem a transposição das águas do rio São Francisco para irrigação, destacam-se diferenças significativas nos custos e na eficiência hídrica. No cenário sem transposição, os custos associados à irrigação mostraram maior sensibilidade às variações sazonais e ao nível de disponibilidade hídrica, refletindo uma maior dependência dos recursos locais e os desafios impostos pela escassez. Em contrapartida, no cenário com transposição, houve uma estabilização dos custos, especialmente em períodos de maior demanda, evidenciando o impacto positivo do aumento da oferta hídrica. Na tabela 17 destaca-se comparativo para o uso da irrigação com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

Tabela 17 - Uso irrigação comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

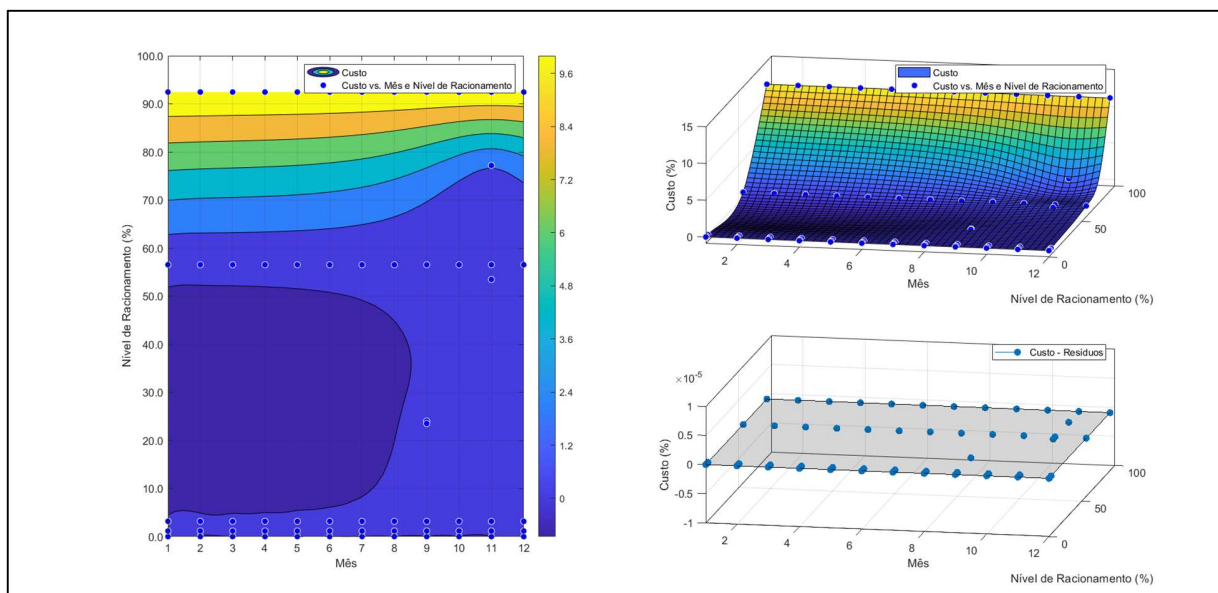
Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq$ 30%)	R\$ 0,50 - R\$ 1,00	R\$ 0,30 - R\$ 0,80
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 4,00 - R\$ 6,00	R\$ 2,50 - R\$ 4,00

Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 6,00 - R\$ 10,00	R\$ 4,00 - R\$ 6,00
Custo x Rendimento muito alto (> 90%)	> R\$ 10,00	R\$ 6,00 - R\$ 10,00
Influência da sazonalidade	Muito alta: custos aumentam significativamente no segundo semestre (setembro a dezembro).	Reduzida: a transposição diminui os custos em períodos críticos (meses secos).
Estabilidade geral	Baixa: forte dependência de chuvas e maior impacto em meses secos.	Moderada: maior previsibilidade, custos estabilizados mesmo em meses críticos.
Pressão Hídrica nos Meses Secos	Muito elevada, com custos exponenciais acima de 70% de racionamento.	Reduzida devido à maior oferta hídrica proporcionada pela transposição.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Dando continuidade para o uso de aquicultura sem transposição, observa-se que os custos são inferiores a R\$ 2,00 para racionamentos de até 50%, independentemente da época do ano, a partir de 70% de racionamento, o custo aumenta significativamente nos meses mais secos (de julho a outubro). Nos meses de recarga hídrica (janeiro a abril), o custo permanece baixo mesmo em racionamentos moderados (> 50%). Na Figura 26 destaca-se os resultados para aquicultura sem transposição das águas do rio São Francisco.

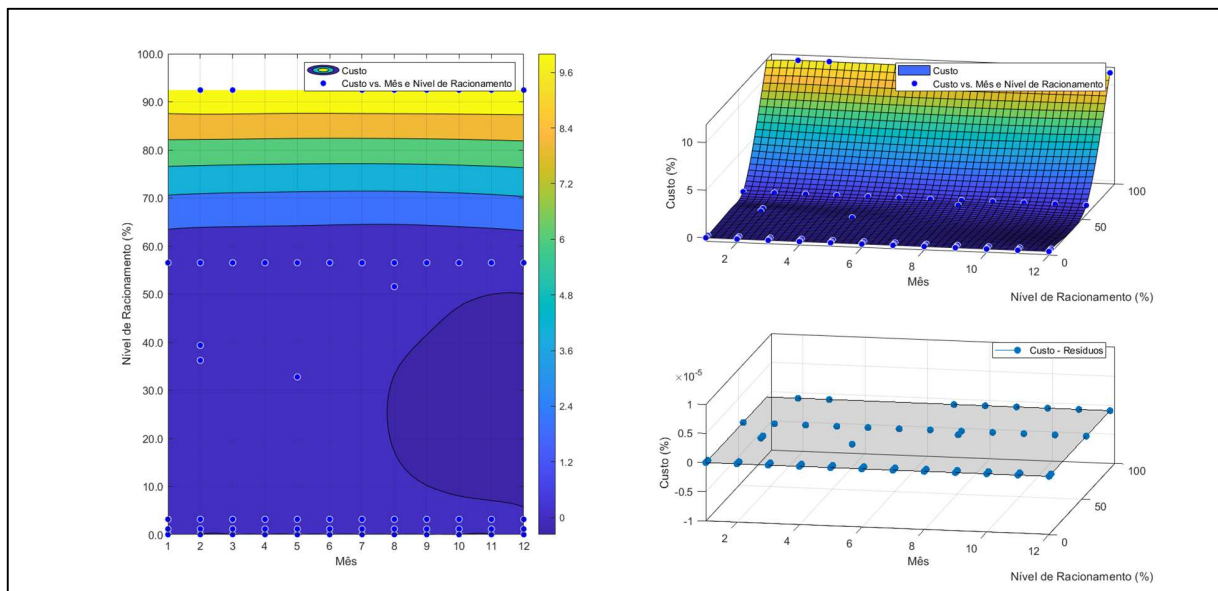
Figura 26 - Análise integrada para aquicultura sem transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Já para aquicultura com transposição das águas do São Francisco, percebe-se que os custos são menores ($\leq$ R\$ 3,00) para níveis de racionamento inferiores a 60%, independentemente do mês, por outro lado para níveis de racionamento entre 60% e 80%, o custo aumenta levemente, com maior concentração nos meses de agosto a outubro. Acima de 90% de racionamento, os custos atingem valores próximos de R\$ 9,00, especialmente no segundo semestre do ano. Observa-se que nos períodos mais críticos, a transposição minimiza os custos em comparação ao cenário sem transposição, embora não elimine completamente os aumentos em racionamentos extremos. Na Figura 27 destaca-se os resultados para aquicultura com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 27 - Análise integrada para aquicultura com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Em uma análise para o uso industrial sem transposição do rio São Francisco, observa-se que para baixos níveis de racionamento ($< 40\%$), os custos são baixos (R\$ 0,00 a 1,20). A partir de 40% a 60% de racionamento, os custos começam a se estabilizar em valores intermediários. Na Tabela 18 destaca-se comparativo para o uso da aquicultura com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

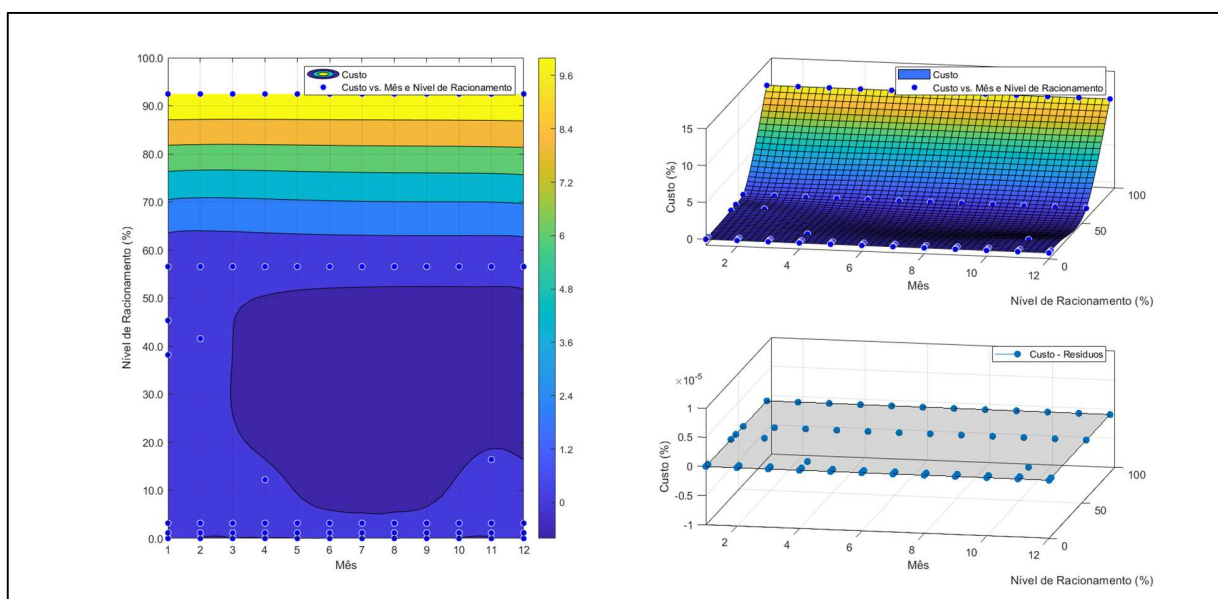
Tabela 18 - Uso aquicultura comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq 30\%$)	R\$ 0,50 - R\$ 1,50	R\$ 0,50 - R\$ 1,00
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 1,50 - R\$ 3,50	R\$ 1,00 - R\$ 2,00
Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 3,50 - R\$ 7,00	R\$ 2,50 - R\$ 4,50
Mês de maior vulnerabilidade	julho a outubro	agosto a outubro
Estabilidade geral	Custos elevado	Baixo custo e maior estabilidade.

Fonte: Autoria própria, (2025).

Para racionamentos acima de 70%, os custos crescem rapidamente, destacando o impacto econômico significativo do racionamento mais rigoroso. Na Figura 28 destaca-se os resultados para indústria sem transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 28 - Análise integrada para indústria sem transposição das águas do rio São Francisco na bacia do rio Piancó.

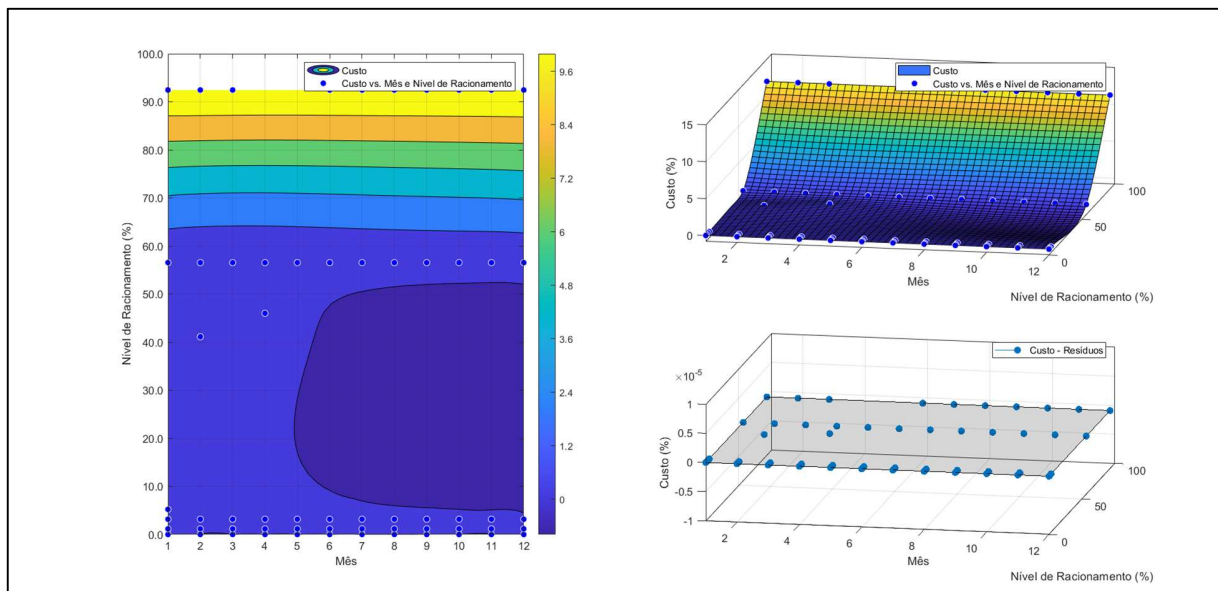


Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

A transposição das águas do rio São Francisco para o uso industrial promove uma significativa redução dos custos em toda a faixa de racionamento, especialmente para níveis abaixo de 60%. Esse suporte hídrico adicional amplia a presença de custos baixos, refletindo uma maior estabilidade hídrica. Mesmo em situações de racionamento elevado (>70%), o aumento do custo é mais gradual em comparação ao cenário sem transposição, evidenciando o impacto positivo do aumento na disponibilidade de água.

Ao longo do ano, os custos se mantêm consistentemente baixos, mesmo em níveis moderados ou altos de racionamento, o que ressalta a capacidade do sistema de suportar a demanda industrial. A transposição suaviza os efeitos do racionamento, reduzindo flutuações de custo e garantindo maior previsibilidade para o planejamento industrial. Além disso, o cenário com transposição demonstra uma maior resiliência hídrica, sendo capaz de atender às necessidades da indústria mesmo sob condições críticas de escassez. Na Figura 29 destaca-se os resultados para indústria com transposição das águas do rio São Francisco.

Figura 29 - Análise integrada para indústria com transposição das águas do São Francisco na bacia do rio Piancó.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

Os diferentes usos da água no reservatório Curemas Mãe D'água foram avaliados de forma integrada, com a finalidade de compreender as dinâmicas de custo-benefício associadas à disponibilidade hídrica, em cenários com e sem a transposição das águas do rio São Francisco. Cada setor apresenta demandas específicas e sensibilidades distintas às variações na oferta hídrica, o que impacta diretamente os custos operacionais e a sustentabilidade das atividades. Na Tabela 19 destaca-se comparativo para o uso indústria com e sem transposição das águas do rio São Francisco.

Tabela 19 - Uso indústria comparativo com e sem transposição das águas do rio São Francisco valores por metros cúbicos.

Aspecto	Irrigação (sem transposição)	Irrigação (com transposição)
Custo x Rendimento baixo ($\leq$ 30%)	R\$ 0,50 - R\$ 1,20	R\$ 0,30 - R\$ 0,80
Custo x Rendimento moderado (30-60%)	R\$ 1,50 - R\$ 4,50	R\$ 1,00 - R\$ 3,00
Custo x Rendimento alto (60-90%)	R\$ 4,50 - R\$ 7,00	R\$ 3,00 - R\$ 5,00
Mês de maior vulnerabilidade	outubro a dezembro	setembro a novembro
Estabilidade geral	Custos elevado	Redução de custos.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

A análise foi conduzida considerando a vulnerabilidade de cada uso frente à escassez hídrica, destacando os impactos econômicos em situações de racionamento e a capacidade de mitigação oferecida pela transposição. Na Tabela 20 mostra-se um panorama comparativo que evidencia os setores mais resilientes e aqueles que enfrentam maior pressão econômica em ambos os cenários analisados.

Tabela 20 - Comparação dos custos para os diferentes usos da água no reservatório Cúremas Mãe-D'água com e sem a transposição das águas do rio São Francisco.

Uso da água	Sem transposição: custos e vulnerabilidade	Com transposição: custos e benefícios
Abastecimento humano	Custos baixos, mas, vulnerável em períodos de secas severas, estabilidade dos custos em nível de racionamento <30%.	Custos mantêm-se baixos, garantindo maior segurança hídrica para a população.
Pecuária	Custos muito altos acima de 80% de rendimento devido à escassez em períodos críticos (até R\$ 9,60), impactando a produtividade.	Redução significativa nos custos (R\$ 6,00), com maior estabilidade ao longo do ano.
Vazão mínima	Custos baixos até 60% de rendimento, mas, dependente do equilíbrio entre diferentes usos.	Custos mantêm-se baixos, com suporte adicional da transposição para atender outros usos.
Irrigação	Custos elevados, fortemente impactados pela sazonalidade e pela escassez.	Redução expressiva nos custos, permitindo maior previsibilidade e produtividade agrícola.
Aquicultura	Altamente vulnerável a períodos de seca, com custos elevados e riscos de perda na produção.	Custos reduzidos e maior resiliência às variações hídricas, beneficiando a sustentabilidade da produção.
Indústria	Custos altos e variáveis, com forte impacto em períodos de	Custos consistentemente baixos e maior

Uso da água	Sem transposição: custos e vulnerabilidade	Com transposição: custos e benefícios
	estiagem e baixos racionamentos.	previsibilidade, promovendo competitividade e segurança hídrica para operações.

Fonte: Elaborado pelo autor, (2025).

A modelagem dos custos de escassez pelo método de Disposição a Pagar (WTP) no modelo CABCEH demonstrou padrões significativos na relação entre níveis de racionamento e impactos econômicos. Os valores foram estimados a partir de uma análise integrada que considerou diferentes setores e cenários com e sem a transposição das águas do rio São Francisco, evidenciando como a oferta hídrica influencia os custos operacionais. Os principais desafios envolveram a captação de dados representativos, a modelagem da sazonalidade da escassez e a definição de pontos críticos de racionamento, garantindo precisão nos cálculos. A abordagem permitiu identificar tendências importantes, destacando a necessidade de estratégias de gestão hídrica para mitigar impactos financeiros e otimizar o uso dos recursos disponíveis.

7 CONCLUSÃO

No Brasil, uma parte considerável das bacias hidrográficas de domínio da união e dos estados ainda não possui comitês de bacia estruturados. A existência de comitês articulados e participativos, com planos estratégicos aprovados e sistemas de outorgas eficientes, é essencial para o sucesso na implantação da cobrança de uso da água. O arcabouço legal e normativo que permite esta estrutura se constitui em um avanço. Apenas uma parte das bacias hidrográficas brasileiras possui modelos de cobrança implementados, sendo que a maioria sequer possui plano de recursos hídricos.

A estrutura organizacional promovida pela Lei das Águas mostrou-se uma plataforma adequada para a implementação de diferentes modelos de cobrança, constituindo-se em um significativo avanço institucional, já que permite a interlocução entre as várias instâncias e a discussão democrática entre usuários, poder público e sociedade civil organizada.

Após a aplicação dos modelos de cobrança de água bruta, pôde-se verificar que a operação utilizando o modelo SOP (sendo esse um dos modelos mais utilizados) falhou em 85 meses (35,4%) dos 240 meses analisados. O sistema não conseguiu atender às demandas requeridas, o que comprometeu a segurança hídrica e o potencial de arrecadação, principalmente entre 2012 e 2017.

Em função dos diferentes preços públicos unitários e das metodologias de cobrança, a aplicação dos modelos praticados nas bacias hidrográficas dos rios Doce e Paraíba do Sul geraram maiores arrecadações (R\$ 12.711.071,69) quando comparadas às obtidas pelo modelo usado na bacia hidrográfica do rio São Francisco (R\$ 3.577.895,45). O setor de saneamento é o maior contribuinte ao utilizar os modelos do rio São Francisco (R\$ 766.880) e do rio Doce (R\$ 2.242.840) e a irrigação é o setor com maior arrecadação ao adotar o modelo do Paraíba do Sul (R\$ 14.968.790).

O modelo do rio Paraíba do Sul promoveu maior arrecadação com os elementos de captação e consumo (R\$ 3,9 mi/ano e R\$ 7,1 mi/ano). Já o modelo do rio Doce proporcionou a maior arrecadação por meio do elemento de liberação de cargas orgânicas, no valor total de R\$ 2,1 milhões/ano.

A análise dos cenários de cobrança indica que cada modelo possui aplicações e resultados específicos sem refletir as particularidades da área de estudo e os contextos locais. É de fundamental importância a busca por melhorias nos mecanismos de cobrança, compreendendo o

cenário atual e as particularidades de cada bacia, além de envolver os diferentes atores da sociedade.

A ausência de estratégias para contemplar a escassez hídrica nos modelos tradicionais motiva a elaboração do Modelo de Cobrança pelo Uso da Água Bruta com Base nos Custos da Escassez Hídrica (CABCEH), ele representa um marco significativo na análise da relação custo-benefício e das vulnerabilidades associadas à escassez hídrica em setores como abastecimento humano, pecuária, irrigação, aquicultura, vazão mínima e indústria. A metodologia proposta demonstrou-se eficaz para avaliar os impactos econômicos e operacionais da gestão de recursos hídricos em uma região marcada pela imprevisibilidade climática e pela necessidade urgente de segurança hídrica.

A transposição das águas do rio São Francisco surge como uma solução essencial para mitigar os efeitos da escassez hídrica. Ao ampliar a oferta de água, essa intervenção contribuiu para reduzir os custos em todos os setores avaliados, sobretudo nos setores industrial e de irrigação, que se beneficiaram de maior previsibilidade e resiliência em cenários críticos. Além disso, reforçou a capacidade de planejamento e adaptação às variações climáticas, permitindo que esses setores continuem competitivos e sustentáveis, mesmo em períodos de seca extrema.

O Modelo de Cobrança pelo Uso da Água Bruta com Base nos Custos da Escassez Hídrica (CABCEH) propõe uma abordagem inovadora ao integrar a escassez hídrica nos custos da cobrança, visando melhorar a gestão dos recursos hídricos em áreas vulneráveis à imprevisibilidade climática e promover maior equidade e eficácia. O modelo se mostrou útil para setores como irrigação, abastecimento humano e indústria, contribuindo para o aumento da arrecadação e a promoção de sistemas mais resilientes e adaptáveis.

Contudo, sua implementação pode enfrentar diversas barreiras institucionais e políticas, como resistência à mudança, especialmente em relação a modelos tradicionais já estabelecidos, além de desafios burocráticos decorrentes da necessidade de criação ou fortalecimento de comitês de bacia e aprimoramento da gestão de cobrança. A diversidade regional das bacias hidrográficas também pode dificultar a padronização do modelo, exigindo adaptações específicas para cada realidade local, o que aumenta a complexidade da aplicação. Além disso, questões políticas, relacionadas aos interesses de diferentes setores econômicos, podem gerar obstáculos, uma vez que a implementação do modelo pode entrar em conflito com os interesses de grandes consumidores de água.

Para pesquisas futuras, sugere-se a ampliação da abordagem para outras bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, bem como a incorporação de variáveis socioeconômicas mais detalhadas na análise da disposição a pagar dos usuários. Além disso, investigações adicionais sobre a relação entre cobrança pelo uso da água e eficiência hídrica em períodos de seca extrema poderiam contribuir para aprimorar políticas de gestão e alocação sustentável dos recursos hídricos.

8 FONTE DE FINANCIAMENTO

Os métodos e *softwares* utilizados para o desenvolvimento da pesquisa são gratuitos, desse modo, o estudo será desenvolvido sem fontes de financiamento. Ocasionalmente, pequenas despesas foi custeada com recursos do Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - GPTecA.

Este estudo também foi parcialmente financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Processo nº 421002/2023-9, e pela Universidade Federal de Campina Grande.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-BASSET, Mohamed *et al*, A novel method for solving the fully neutrosophic linear programming problems, **Neural Computing and Applications**, v. 31, n. 5, p. 1595–1605, 2019.
- ACSELRAD, M.V.; AZEVEDO, J.P.S.; FORMIGA-JOHNSON, R.M. Cobrança Pelo Uso da Água no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (2004-2013): Histórico e Desafios Atuais. Engenharia Sanitária Ambiental, vol. 20 p. 199-208, abril de 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v20n2/1413-4152-esa-20-02-00199.pdf>>
- ADAMES, E. R. (2023). Os Métodos Autocompositivos em Matéria Tributária: A Consensualidade como meio de Solução de Controvérsias entre e a Administração Tributária e o Sujeito Passivo. Revista Jurídica da OAB/SC, 3(OAB-SC), e09-e09.
- AGEVAP; CEIVAP et VALLENGE (Agência de Bacia do Vale do Paraíba do Sul; Comitê da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul; et Vallenge, Consultoria, Projetos e Obras). Bacia do rio Paraíba do Sul: subsídios às ações de melhoria de gestão. Rio de Janeiro. 2011.
- AGEVAP. Relatório de Situação Comitê Médio Paraíba do Sul 2017. Disponível em: <<http://cbhmedioparaiba.org.br/downloads/relatorio-de-situacao-2017.pdf>>. Acessado em 17 de abril de 2021.
- ALJAMAL, A.; SPEECE, M.; BAGNIED, M. (2020). Sustainable Policy for Water Pricing in Kuwait. Sustainability 2020, 12, 3257; doi:10.3390/su12083257.
- AMANI, Alireza; ALIZADEH, Hosein, Solving Hydropower Unit Commitment Problem Using a Novel Sequential Mixed Integer Linear Programming Approach, Water Resources Management, v. 35, n. 6, p. 1711–1729, 2021.
- AMARAL, R.; ALEGRE, H.; MATOS, J. S. (2017). Highlights of key international water infrastructure asset management initiatives, and trends, challenges and developments in Portugal. Water Policy 19 (2017) 128–146.
- AMORIM, A. L.; RIBEIRO, M. M. R.; BRAGA, C. F. C. (2017). Conflitos em bacias hidrográficas compartilhadas: o caso da bacia do rio Piranhas-Açu/PB-RN. RBRH vol. 21 nº.1 Porto Alegre jan./mar. 2016 p. 36 – 45.
- ARMADA, C. A.; LIMA, R. L.. A cobrança pelo uso da água como importante instrumento jurídico-econômico da gestão hídrica no contexto da Região Nordeste. Revista Eletrônica Direito e Política, v. 12, n. 3, p. 1590-1613, 2017. Disponível em:

<<https://siaiap32.univali.br/seer/index.php/rdp/article/viewFile/12118/7008>>.

ALMEIDA, M. M. CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA: uma avaliação da aplicação da política das águas na região paraibana da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu. Dissertação de Mestrado em Sistemas Agroindustriais - Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 2017.

ALMEIDA, J. R. A cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão de bacias hidrográficas: um estudo dos modelos de cobrança aplicados no Brasil e na França. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2004). Resolução n.º 687: Dispõe sobre o Marco Regulatório para a gestão dos Sistema Curema-Açu e estabelece parâmetros e condições para a emissão de outorga preventiva e de direito de uso de recursos hídricos e declaração de uso insignificante. Brasília.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2014). Nota Técnica Conjunta nº 02/2014/SRE/SUM-ANA. Brasília.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos: Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos. Volume 7. Brasília: 2014.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Encarte Especial sobre a Crise Hídrica: Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2014. Brasília: ANA, 2015.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2016). Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu. Resumo Executivo. Brasília.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2018a). Instrumentos Econômicos Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos: Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil, 2018a.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2018b). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2018b. Disponível em:

<http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2019a). Cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Brasília.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2019b). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2019. Brasília: ANA, 2019. (Encarte: Cobrança pelo uso dos recursos hídricos).

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022: informe anual / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. -- Brasília: ANA, 2023.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2022). Cobrança. Informações Gerais. São Francisco.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2022). Cobrança. Informações Gerais. Paraíba do Sul.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2023). Informações por Bacia Interestadual. Disponível: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/cobranca/informacoes-por-bacia>

ARAÚJO, A. B. A.; MAIA, C. E (2020). Valor Ambiental na Perspectiva Econômica em Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro. Braz. J. of Develop., Curitiba, v. 6, n. 3, p. 12813 – 12826 mar.. 2020. ISSN 2525-8761.

ASSIS, W. D.; RIBEIRO, M. M. R; MORAES, M. M. G. A. (2018). Proposição de melhorias para o Sistema de Cobrança pelo Uso da Água Bruta da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Eng Sanit Ambient | v.23 n.4 | jul/ago 2018 | 779-790.

BANCO MUNDIAL (2016). Secas no Brasil: política e gestão proativas. Brasília: - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos.

BARROS, J. G. C. et al. Governança ambiental global: balanço da participação do Brasil nas negociações internacionais. In: THEODORO, S. H. (org.). Os 30 anos da Política Nacional do Meio Ambiente: conquistas e perspectivas. Rio de Janeiro: Garamond, 2011. p. 49-70.

BEZERRA, G. J. M. Análise de um Modelo de Cobrança pelo Uso da Água Bruta no Sistema Hídrico Coremas-Mãe D'água. Artigo (Mestrado em Sistemas Agroindustriais.) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologias Agroalimentar, 2018.

BEZERRA, G. J. M.; FARIAS, C. A. S. DE.; GOMES, F. N.; NUNES, F. M. S. (2022). Análise de uma Estratégia de Cobrança pelo Uso da Água Bruta no Sistema Hídrico Curema-Mãe D'água. In: SOUZA FILHO, F. De. A.; REIS JÚNIOR, D. S.; GALVÃO, C. De. O. Secas e Cheias.

BORREGO, M. M. M., EXPÓSITO, A., BERBEL, J. (2020). A Simplified Hydro-Economic Model of Guadalquivir River Basin for Analysis of Water-Pricing Scenarios. Water 2020, 12, 1879; doi:10.3390/w12071879.

- BHATIA, R.; CESTTI, R.; WINPENNY, J. Water conservation and reallocation: “best practice” cases in improving economic efficiency and environmental quality. World Bank, 1993.
- BRASIL. (1997) Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos hídricos. Brasília.
- BRITO, P. L. C. DE.; AZEVEDO, J. P. S. DE. (2020). Charging for Water Use in Brazil: State of the Art and Challenges. Water Resources Management <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02501-y>
- _____. Ministério do Meio Ambiente. (2006) Plano Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- CAMPOS, J.N.B. E STUDART, T.M.C. (organizadores). Gestão de Águas: Princípios e Práticas. ABRH - Associação Brasileira de recursos Hídricos, Porto Alegre, 2001.
- CARNEIRO, T. C.; FARIAS, C. A. S. Otimização estocástica implícita e redes neurais artificiais para auxílio na operação mensal dos reservatórios Coremas - Mãe d’ Água. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.18, n. 4, p. 115–124, 2013.
- CARRERA-FERNANDEZ, José; et GARRIDO, Raymundo-José. Economia dos Recursos Hídricos. EDUFBA. Salvador. 2002.)
- CARVALHO, M. M. A legislação sobre a água no Brasil. In: LEMOS, P. Água e Cultura: Inventário de fontes de água da região de Ouro Preto. Ouro Preto: Livraria e Editora Graphar, 2015.
- CASTRO, J. E. Água e democracia na América Latina [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2016, 427 p. ISBN 978-85-7879-486-6.
- CELESTE, A. B. Comparação de modelos de otimização estocástica implícita e explícita na derivação de regras operacionais mensais de reservatórios. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos hídricos. Associação Brasileira de Recursos hídricos (ABRh), Maceió, 2011.
- CELESTE, A. B.; BILLIB, M. Evaluation of stochastic reservoir operation optimization models. Advances in Water Resources, Elsevier, v. 32, n. 9, p. 1429–1443, 2009.
- COCT (2018). Water Outlook 2018 Report. Revision 25. Cape Town.
- COHEN, M. B.; LEE, Y. T.; SONG, Z. Solving Linear Programs in the Current Matrix Multiplication Time. Journal of the ACM, v. 68, n. 1, p. 1–39, fev. 2021.
- COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL – CEIVAP (2014). Deliberação Nº 218/2014. Estabelece mecanismos e propõe valores para a

cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO – CBHSF (2017).

Deliberação N°94/2017. Atualiza, estabelece mecanismos e sugere novos valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE – CBH-DOCE (2018). Deliberação N°69/2018. atualização dos mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do rio Doce.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). (2020) Em Defesa da Política Pública das Águas! Disponível em:

<https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/em-carta-aberta-cbhsf-se-manifesta-contrario-ao-pl-que-define-um-novo-marco-hidrico/>. Acesso em 14 de dezembro de 2021.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). Deliberação CBHSF n.º 40: Estabelece mecanismos e sugere valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco. 2008.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). (2004) Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Salvador: CBHSF.

COMITÊ PARA INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL – CEIVAP. Deliberação CEIVAP n° 08/01 (Implantação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paraíba do Sul a partir de 2002). Resende. 2001.

COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (CEIVAP). Elaboração de estudos visando o aprimoramento da cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da união na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Produto 2. Realização: AGEVAP/CEIVAP. Execução: RHA Engenharia. 250 f. Resende-RJ, 2019.

COSTA, A.; ALMEIDA, L. P. Aplicação dos recursos da cobrança pela entidade delegatária: o caso da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Revista de Gestão de Água da América Latina, v. 15, n. 2018, 2018.

CBH-PCJ (Comitê das bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí). Relatório de situação dos recursos hídricos, 2016. HSF.

CHAUDHURI, S. & ROY, M. (2019). Irrigation water pricing in India as a means to conserve water resources: challenges and potential future opportunities. Environmental Conservation 46, 99–102.

CHU, L.; GRAFTON, R. Q., 2018. Short-term Pain for Long-term Gain: Urban Water Pricing and the Risk-adjusted User Cost. *Water Economics and Policy* 5, 2.

<https://doi.org/10.1142/S2382624X18710054>

CLEVELAND, W. S. (1979). "Regressão ponderada localmente robusta e diagramas de dispersão de suavização". *Journal of the American Statistical Association* . 74 (368): 829– 836. doi :10.2307/2286407.

CLEVELAND, W. S. (1981). "LOWESS: Um programa para suavizar gráficos de dispersão por meio de regressão ponderada localmente robusta". *The American Statistician* . 35 (1): 54. doi: 10.2307/2683591.

CLEVELAND, W. S.; DEVLIN, S. J. (1988). "Regressão ponderada localmente: uma abordagem para análise de regressão por ajuste local". *Journal of the American Statistical Association* . 83 (403): 596– 610. doi : 0.2307/2289282.

CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n.º 192: Dispõe sobre o procedimento para atualização dos preços públicos unitários cobrados pelo uso de recursos hídricos de domínio da União, de que trata a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. 2017.

DANAPOUR, Mehrdis; FIENEN, Michael N.; HØJBERG, Anker Lajer; et al. Multi-Constrained Catchment Scale Optimization of Groundwater Abstraction Using Linear Programming. *Groundwater*, v. 59, n. 4, p. 503–516, 2021.

DE AMORIM, W. S., VALDUGA, I. B., RIBEIRO, J. M. P., WILLIAMSON, V. G., KRAUSER, G. E., MAGTOTO, M. K. & DE ANDRADE, J. B. S. O. (2018). The nexus between water, energy, and food in the context of the global risks: an analysis of the interactions between food, water, and energy security. *Environmental Impact Assessment Review* 72, 1–11.

DEMAJOROVIC, J.; CARUSO, C.; JACOBI, P. R. (2015) Cobrança do uso da água e comportamento dos usuários industriais na bacia hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiá. *Revista de Administração Pública*, v. 49, n. 5, p. 1193-1214, 2015.

DRAPER, A. J.: Implicit Stochastic Optimization with Limited Foresight for Reservoir Systems, Ph.D. Dissertation, 164 p., University of California, Davis, 2001.

FADEL, A. W.; MARQUES, G. F. A Cobrança pelo Uso da Água: Excesso de Precificação ou Ressarcimento pela Gestão?. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019, Foz do Iguaçu. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2019. v. 1. p. 1-30.

FARHAT, Nadia M. et al, Cartridge filter selection and replacement: Optimization of produced

water quantity, quality, and cost, *Desalination*, v. 473, p. 114172, 2020.

FARIAS, C. A. S.: Derivation of Hedging Rules and Forecasts by Artificial Neural Networks for Optimal Real-Time Management of an Integrated Water Resources System, D. Eng. Thesis, 127 p., Ehime University, Matsuyama, 2009.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A.; SCHNEIDER, V. E.. Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, v.33, p.33-49, 2015.DOI: <http://doi.org/10.5380/dma.v33i0.36413>.

FOLETO, E. M. (2018) O Contexto dos Instrumentos de Gerenciamento os Recursos Hídricos no Brasil. GEOAMBIENTE ON-LINE. Revista Eletrônica do Curso de Geografia - UFG/REJ Graduação e Pós-Graduação em Geografia. <http://www.revistas.ufg.br/geoambiente>. Edição Especial Procad USP/UFSM/UFG-Jataí Jataí-GO | n 30 | Jan-Abril/2018. ISSN 1679-9860.

FONSECA, E. R., MODESTO, F. A., CARNEIRO, G. C. A., LIMA, N. F. S. & MONTE-MOR, R. C. DE A. (2020). Conflitos pelo uso da água na Bacia Hidrográfica do rio São Francisco – Estudos de caso no Estado da Bahia. *Research, Society and Development*, 9(9), e823997929. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i9.7929>.

FORRER, D.A.; BOUDREAU, J.; BOUDREAU, E.; GARCIA, S.; NUGENT, C.; ALLEN, D.; LUBIN, A.C. The Effects of Water Utility Pricing on Low Income Consumers. *J. Int. Energy Policy* 2016, 5, 9–18.

FOX, J.; WEISBERG, S. (2018). "Apêndice: Regressão não paramétrica em R". Um companheiro R para regressão aplicada (3ª ed.). SÁBIO. ISBN 978-1-5443-3645-9.

FRIEDMAN, J., H. (1984). "Um suavizador de span variável". Laboratório de Estatística Computacional. Journal of American Statistical Association. Relatório Técnico LCS 5, SLAC PUB-3466. Universidade Stanford.

GAMA ENGENHARIA. Gama Engenharia e Recursos Hídricos Ltda. Atualização da metodologia de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio São Francisco. Produto 1: revisão sobre metodologias de cobrança. Maceió: CBHSF, 2016.

GARIMELLA, R. V. (2017). Uma introdução simples aos mínimos quadrados móveis e à estimativa de regressão local (relatório). Laboratório Nacional de Los Alamos. doi: 10.2172/1367799.

GARRONE, P., GRILLI, L. & MARZANO, R. (2019). Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. *Utilities Policy* 59, 100927.

- GIULIANI, M. et al. A Matlab toolbox for designing Multi-Objective Optimal Operations of water reservoir systems. *Environmental Modelling e Software*, v. 85, p. 293-298, 2016.
- GIULIANI, M. et al. A state-of-the-art review of optimal reservoir control for managing conflicting demands in a changing world. *Water Resources Research*, Wiley Online Library, v. 57, n. 12, p. e2021WR029927, 2021.
- GOMES, F. N. (2022). Otimização estocástica implícita e teoria dos jogos cooperativos para operação mensal de reservatórios com múltiplos usos. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Sumé, 2022.
- GUO, D.; WESTRA, S.; MAIER, H. R. An R Package for Modelling Actual, Potential and Reference Evapotranspiration. *Environmental Modelling & Software*, v. 78, p. 216–224, 2016.
- GUTIÉRREZ, R. A. Comitê Gravataí: Gestão participativa da água no Rio Grande do sul. *Lua Nova*, n. 69, p. 79-121, 2006.
- GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M., 2017. Avaliação da Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas Através da Ferramenta do Índice de Qualidade da Água - IQA. *Revista Caderno Pedagógico*, 14, 1, 103- 119. <https://doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1421>
- GRAFTON, R.Q.; HORNE, J.; WHEELER, S.A. (2016). On the marketisation of water: Evidence from the Murray-Darling Basin, Australia. *Water Resour. Manag.* 2016, 30, 913–926.
- GRAFTON, R. Q.; CHU, L.; WYRWOLL, P., 2020. The paradox of water pricing: dichotomies, dilemmas, and decisions. *Oxford Review of Economic Policy*, 36, 1, 86-107. <https://doi.org/10.1093/oxrep/grz030>.
- GREMAUD, A. P., DE BRITES FIGUEIREDO, A. G., CICOONA, M. P. V., & JÚNIOR, R. T. (2023). Os serviços de utilidade pública no Brasil: um paradoxo entre dois modelos. *Revista de Direito Econômico e Socioambiental*, 14(3), e245-e245.
- HALL, J. W.; DOBSON, A.; DAMANIA, R.; GRAFTON, R. Q.; HOPE, R.; HEPBURN, C.; BARK, R.; BOLTZ, F.; DE STEFANO, L.; O'DONNELL, E.; MATTHEWS, N.; MONEY, A., 2017. Valuing Water for Sustainable Development. *Science*, 358, 6366, 1003–5. <https://doi.org/10.1126/science.aao4942>.
- HARRELL, F. E. JR. (2015). Estratégias de Modelagem de Regressão: Com Aplicações em Modelos Lineares, Regressão Logística e Ordinal e Análise de Sobrevida. Springer. ISBN 978-3-319-19425-7.
- HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. Reliability, resiliency and vulnerability

- criteria for water resource system performance evaluation. *Water Resources. Res.*, Washington, v.18, n. 1, p. 14-20, (1982).
- HE, C.; HARDEN, C. P.; LIU, Y. (2020). Comparison of water resources management between China and the United States. *Geography and Sustainability* 1 (2020) 98–108.
- HENSHER, D.; SHORE, N.; TRAIN, K. Water Supply Security and Willingness to Pay to Avoid Drought Restrictions. *The Economic Record*, vol. 82, n. 256, p. 56–66, mar 2006.
- JIA, B.; ZHOU, J. CHEN, X.; HE, Z.; QIN, H. Deriving Operating Rules of Hydropower Reservoirs Using Gaussian Process Regression, *IEEE Access*, vol. 7, pp. 158170-158182, 2019, doi: 10.1109/ACCESS.2019.2948760.
- JOUBERT, L. & ZIERVOGEL, G. (2019). Day Zero: One City's Response-to A Record-Breaking Drought. Available from: <http://dayzero.org.za/> (accessed 27 August 2019).
- KEJSER, A. European attitudes to water pricing: Internalizing ambiental and resource costs. *J. Environ.Manag.* 2016, 183, 453–459.
- KOUR, Divjot; RANA, Kusam Lata; KAUR, Tanvir; et al. Biodiversity, current developments and potential biotechnological applications of phosphorus-solubilizing and -mobilizing microbes: A review. *Pedosphere*, v. 31, n. 1, p. 43–75, 2021.
- LI, Mo et al, Managing agricultural water and land resources with tradeoff between economic, environmental, and social considerations: A multi-objective non-linear optimization model under uncertainty, *Agricultural Systems*, v. 178, p. 102685, 2020.
- LI, Yanmei; LU, Shuangshuang. Study on the optimization of urban passenger traffic structure based on multi-objective linear programming—a case study of Beijing. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 8, p. 10192–10206, 2021.
- LIMA, Camilo; RELVAS, Susana; BARBOSA-PÓVOA, Ana, Designing and planning the downstream oil supply chain under uncertainty using a fuzzy programming approach, *Computers & Chemical Engineering*, v. 151, p. 107373, 2021.
- LOPES, R. P. M., & VIEIRA, O. H. P. (2024). Tipologias de comportamento tributário dos municípios baianos: uma análise do efeito do modelo de descentralização fiscal sobre o esforço de arrecadação. *Cadernos de Ciências Sociais Aplicadas*, 124-146.
- LOPES, R. P. M., & QUARESMA, M. P. (2023). DESEMPENHO FISCAL DOS MUNICÍPIOS: UMA ANÁLISE COMPARATIVA PARA AS MESORREGIÕES DO NORTE DE MINAS E TRIÂNGULO MINEIRO. *Revista Binacional Brasil-Argentina: Diálogo entre as*

ciências, 12(01), 293-319.

LOUCKS, D. P.; STEDINGER, J. R.; HAITH, D. A. Water resources systems planning and analysis. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1981.

LUCCHESI, G. P. (2019). Avaliação da cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2019.

MA, X.; WU, D.; ZHANG, S. (2018). Multiple goals dilemma of residential water pricing policy reform: increasing block tariffs or a uniform tariff with rebate? Sustainability 2018, 10, 3526.

MAGALHÃES, J. M. B. Aplicação de Sistemas de Suporte à Decisão para a Gestão de Situações de Escassez de Água. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil -Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto – Portugal, 2017.

MAHLKNECHT, J., GONZÁLEZ-BRAVO, R. & LOGE, F. J. (2020). Water-energy-food security: a nexus perspective of the current situation in Latin America and the Caribbean. Energy 194(1), 116824.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. In: Medeiros, S. S.; Gheyi, H. R.; Galvão, C. O.; Paz, V. P. S. (Orgs.). Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande: INSA, 2011. p. 383-422.

MARIANI, A; PEGO-FERNANDES, P. M. Disposição para pagar ... O que? São Paulo Med. J., São Paulo, v. 132, n. 3, p. 131-132, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S151631802014000300131&lng=en&nrm=iso>. Acesso em Janeiro de 2022.

MARKET BUSINESS NEWS. Willingness To Pay – Definition And Meaning. 2017. Disponível em: <<https://marketbusinessnews.com/financial-glossary/willingness-paydefinition-meaning/>>. Acesso em Janeiro de 2022.

MASSARUTTO, A. (2020). Servant of too many masters: Residential water pricing and the challenge of sustainability. Utilities Policy 63 (2020) 101018.

MATSUSHITA, T. L.; GRANADO, D. W., 2017. A Crise Hídrica no Brasil e seus Impactos no Desenvolvimento Econômico e Ambiental. Revista Thesis Juris, 6, 1, 167-185. <https://go.gale.com/ps/anonymous?id=GALE%7CA603152437&sid=googleScholar&v=2.1&it=r&linkaccess=abs&issn=23173580&p=IFME&sw=w>. Acesso em 30 abril. 2021.

- MEENA, A., HANIEF, M., DINAKARAN, J., RAO, K.S., 2020. Soil moisture controls the spatiotemporal pattern of soil respiration under different land use systems in a semi-arid ecosystem of Delhi, India. *Ecological Processes* 9, 1-13. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-0218-0>.
- MELO, M. C.; JOHNSON, R. M. F. O Conceito Emergente De Segurança Hídrica. *Sustentare, Três Corações*, v. 1, n. 1, p.72-92, ago./dez. 2017.
- MIRANDA, C. C.; MAIA, J. L.; SILVA, J. P. O.; VIEIRA, E. M. (2021). Análise da cobrança pelo uso de recursos hídricos em águas de domínio da União: Estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Doce (MG). *Research, Society and Development*, v. 10, n. 4, e5610413785 2021 (CC BY 4.0) | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i4.13785>.
- MOURA, E. M. Avaliação da Disponibilidade Hídrica e da Demanda Hídrica no Trecho do Rio Piranhas-Açu entre os Açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.
- MOURA, A. M. M. (org.) Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas. Brasília: IPEA, 2016. 352 p.
- MONGE, M.; ALANA, L. A. G. (2020). Water prices: persistence, mean reversion and trends. *Water Policy* 22 (2020) 1200–1216.
- MORAIS, J. L. M., FADUL, E., CERQUEIRA, L. S. (2018). Limites e Desafios na Gestão de Recursos Hídricos por Comitês de Bacias Hidrográficas: Um Estudo nos Estados do Nordeste do Brasil. *REAd | Porto Alegre – Vol. 24 – Nº 1 – janeiro / abril 2018 – p. 238-264*.
- MURILLO, J. T.; SALVADOR, A. P (2020). Valoración económica del agua de la presa Solís para uso agrícola. *Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11.
- NAGHDI, Saeid et al., Otimização multi-objetivo para alocação de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, *Science of The Total Environment*, v. 776, p. 146026, 2021.
- NEPOMUCENO, T. C. Modelo para Simulação de Nitrogênio e Fósforo em Sistemas de Recursos Hídricos, Aplicação em Região do Alto Curso do Rio Piranhas – PB. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.
- NEWAY, M. M.; ZEGEYE, M. B (2022). The determinants of household willingness to pay for

- irrigation water: in the case of Northern Showa, Amhara Region, Ethiopia. *Water Resources and Irrigation Management*, Cruz das Almas, v.11, n.1-3, p.8-21, 2022.
- MWR, 2017. *China Water Development Report 2017*. Ministry of Water Resources, China. China Water and Power Press, Beijing, p. 397. (in Chinese).
- OCDE. *Cobrança pelo uso de recursos hídricos no Brasil: caminhos a seguir*. Paris: Éditions OCDE, 2017.
- OLIVEIRA, M. C. de.; PEREIRA, P. M.; PEREIRA, L. B. Os desafios da integração dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos no semiárido cearense. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, XXII*, 26 nov. a 01 dez. 2017, Florianópolis, Santa Catarina Brasil. *Anais [...]* Florianópolis, Santa Catarina, 2017. Tema: “Ciência e tecnologia da água: inovação e oportunidades para o desenvolvimento sustentável”.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU, Grupo Banco Mundial (2018) *Fazendo valer cada gota - uma agenda para a ação pela água*. Alto nível painel no documento de resultado da água.
- PAGNOCCHESCHI, B. GOVERNABILIDADE E GOVERNANÇA DAS ÁGUAS NO BRASIL (2016). In: *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. [s.l: s.n.]. p. 175–200.
- PARWEEN, F.; KUMARI, P.; SINGH, A. (2021). Irrigation water pricing policies and water resources management. *Water Policy* 23 (2021) 130–141.
- PEREIRA JÚNIOR E BITENCOURT E BITENCOURT (2020) Análise preliminar quanto à disposição a pagar pela conservação ambiental do rio Tocantins. *Multidisciplinary Science Journal* 2: e2020004. DOI: 10.29327/multiscience.2020004.
- PERH/PB. *Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado Paraíba*. 2006, Disponível em: www.aesa.pb.gov.br Acesso: 10 de outubro de 2020.
- PICOLI, I. T. *Gestão integrada dos recursos hídricos e cobrança pelo uso da água no âmbito das bacias Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. Universidade Estadual de Campinas- Instituto de Filosofia e Ciências Humanas. Campinas, 2020.
- PRH/ Piancó-Piranhas-Açu. *Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu / Agência Nacional de Águas*. -- Brasília: ANA, 2016.
- QUEIROZ, M.G., SILVA, T.G.F., ZOLNIER, S., JARDIM, A.M.R.F., SOUZA, C.A.A., ARAÚJOJÚNIOR, G.N., MORAIS, J.E.F., SOUZA, L.S.B., 2020. Spatial and temporal

dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semiarid region of Brazil. *Catena* 188, 104457. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104457>.

RAJU, B. C. K. et al, Optimization of Reservoir Operation using Linear Programming, *International Journal of Recent Technology and Engineering*, v. 8, n. 5, p. 1028–1032, 2020.

RODRIGUES, M. V. S.; AQUINO, M. D. De. (2019). Metodologia para o cálculo da cobrança pelo uso da água bruta no Estado Ceará adotando coeficientes ponderadores: estudo de caso para o setor de abastecimento público na sub-bacia hidrográfica do Rio Salgado. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30º., 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte. Anais [...] Natal, no Rio Grande do Norte, 2019. Disponível em:

<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/55168>

RODRIGUES, A. L.; LEAL, L. V. M. (2019). Outorga e Cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos como Instrumentos de Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba. *Revista de Direito | Viçosa | V.11 N.01 2019 P. 61-101*.

REY, D.; PÉREZ-BLANCO, C.D.; ESCRIVA-BOU, A.; GIRARD, C.; VELDKAMP, T.I.E. (2019). Role of economic instruments in water allocation reform: Lessons from Europe. *Int. J. Water Resour. Dev.* 2019, 35, 206–239.

SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B. et al. (Orgs.). *Vegetação e flora da caatinga*. Recife: Associação de Plantas do Nordeste e Centro Nordestino de Informações sobre Plantas, 2002.

SANGIORGIO, M.; GUARISO, G. NN-Based Implicit Stochastic Optimization of Multi-Reservoir Systems Management. *Água* 2018, 10, 303. <https://doi.org/10.3390/w10030303>.

SANTANA, R. F. Avaliação de estratégias de otimização estocástica para operação de reservatórios de pequena, média e grande escalas. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão, 2019.

SANTOS, E.; MORAES, L. R. S.; ROSSI, R. A. Água como direito e como mercadoria – os desafios da política. *Bahia anál. dados*, Salvador, v. 23, n. 2, p.437-459, abr./jun. 2013.

SANTOS, L. M. dos; PORTO, A. J. M.; SAMPAIO, R. S. da R. Direitos de propriedade e instrumentos econômicos de regulação ambiental: uma análise das atribuições implícitas. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, v. 7, n. 2, p. 98-121, 2017.

<http://dx.doi.org/10.5102/rbpp.v7i2.4633>.

SAPINO, F., BLANCO, C. D. P., MARTÍN, C. G., FRONTUTO, V. (2020). An ensemble

experiment of mathematical programming models to assess socio-economic effects of agricultural water pricing reform in the Piedmont Region, Italy. *Journal of Environmental Management* 267 (2020) 110645.

SECAS NO BRASIL: política e gestão proativas – Brasília: - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos; Banco Mundial, 2013.

SILVA, J. F.; DINIZ, J.; BORTOLUZZI, M. A. Minicurso de Estatística Básica: Introdução ao software R. 2009. Disponível em: http://www.uft.edu.br/engambiental/prof/catalunha/arquivos/r/r_bruno.pdf. Acesso em: 06 jun. 2021.

SILVA, S. M. O. da; SOUZA FILHO, F. de A. de; AQUINO, S. H. S. de. (2015). Alocação de custos e a cobrança pelo uso da água no estado do Ceará. *REGA, Porto Alegre – Vol. 12, no. 2*, p. 47-59, jul./dez. 2015.

SILVA, K. B. Da. Estudo Qualiquantitativo da Sustentabilidade Hídrica dos Reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo do Sertão Da Paraíba. Dissertação (Mestrado em Sistemas Agroindustriais.) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologias Agroalimentar, 2016.

SILVA, I. B. da. Estudo comparativo entre as legislações de recursos hídricos: âmbito estadual e nacional. 2020. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

SOARES, P. D. T. L. (2023). Prebisch (1949): contestação à teoria econômica convencional e utopia reformadora?. *Geosul*, 38(86), 343-369.

SOUZA JÚNIOR, W.; BALDWIN, C.; CAMKIN, J.; FIDELMAN, P.; SILVA, O.; NETO, S.; SMITH, T. F. (2016). Water: Drought, Crisis and Governance in Australia and Brazil. *Water*, v. 8, p. 492-493, 2016.

SUWAL, N. et al. Optimisation of cascade reservoir operation considering environmental flows for different environmental management classes. *Renewable Energy*, v. 158, p. 453–464, out.2020.

SCIENTEC (1997). Associação para o Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba: Bacias do Piancó e do Alto Piranhas. SEPLAN.

SHEN, J.-J. et al. Large-Scale Unit Commitment for Cascaded Hydropower Plants with Hydraulic Coupling and Head-Sensitive Forbidden Zones: Case of the Xiluodu and Xiangjiaba

Hydropower System. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 146, n. 11, p. 05020023, nov. 2020.

SHEN, D.; REDDY, V. R. (2016). Water pricing in China and India: a comparative analysis. *Water Policy* 18 (2016) 103–121.

SHEN, D.; WU, J. (2016). State of the Art Review: Water pricing reform in China. *International Journal of Water Resources Development*, 2016

<http://dx.doi.org/10.1080/07900627.2016.1171743>.

UNICEF and WHO (2019): Progress on household drink-ing water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. New York.

VALERINHO, C. M. R.; MULLER, M. G.; CAVALCANTE, A. S.; COSTA, M. M. L.; GONÇALVES, J. A. C. Eficácia da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos condicionada ao Índice de Qualidade da Água: Estudo de Caso, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.01, n.01 (2021).

VERA, L. H. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, S. R. Performance of water usage charge in the Nation's domain as a water resource management tool in the São Francisco River basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v.22, n.7, 2017.

DOI:<http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011715171>.

WASSIHUN, A. N.; NEGA, Y. M.; KEBEDE, W. M.; FENTA, E. E.; AYALEN, A. A. (2022). Smallholder households' willingness to pay for sustainable agricultural water supply in case of North West Ethiopia. *Letters in Spatial and Resource Sciences* (2022) 15:79–98.

<https://doi.org/10.1007/s12076-022-00300-0>

WEF, 2019. Global Risks 2019 (Report No. In: Global Risks, fourteenth ed. World Economic Forum.

YANG, H.; LIU, P.; CHENG, L.; WANG, H.; MING, B.; GONG, W. Deriving operating rules for a large-scale hydro-photovoltaic power system using implicit stochastic optimization, *Journal of Cleaner Production*, Volume 195, 2018, Pages 562-572, ISSN 0959-6526,

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.154>.

YANG, Zhifang; LIN, Wei; QIU, Feng; et al. Correct the Piecewise Linearization Error of Quadratic Objective Function in DC OPF Model. *IEEE Transactions on Power Systems*, v. 34, n. 6, p. 5083–5086, 2019.

ZANELLA, Maria Elisa. Considerações sobre o clima e recursos hídricos do semiárido

nordestino. Caderno Prudentino de Geografia, Presidente Prudente, n. 36, Volume Especial, p. 126-142, 2014.

ZEITOUN, M.; LANKFORD, B.; KRUEGER, T.; FORSYTH, T.; CARTER, R.; HOEKSTRA, A.Y.; TAYLOR, R.; VARIS, O.; CLEAVER, F.; BOELEN, R.; et al. Reductionist and integrative research approaches to complex water security policy challenges. Glob. Environ. Chang. 2016, 39, 143–154.

ZETLAND, D. (2021). The role of prices in managing water scarcity. Water Security 12 (2021) 100081.

ZIERVOGEL, G. (2019). Unpacking the Cape Town Drought: Lessons Learned. Cape Town.

ZHANG, Chenglong et al, Towards sustainable water resources planning and pollution control: Inexact joint-probabilistic double-sided stochastic chance-constrained programming model, Science of The Total Environment, v. 657, p. 73–86, 2019.

ZHOU J, JIA B, CHEN X, QIN H, HE Z, LIU G. Identifying Efficient Operating Rules for Hydropower Reservoirs Using System Dynamics Approach—A Case Study of Three Gorges Reservoir, China. Water. 2019; 11(12):2448. <https://doi.org/10.3390/w11122448>.