Gestão Adaptativa do Risco Climático de Seca

Francisco de Assis de Souza Filho - Samiria Maria Oliveira da Silva - Rosa Maria Formiga-Johnsson
Donald Robert Nelson - Alexandra Nauditt e Lars Ribbe
Organizadores

A gestão de risco em sistemas de recursos hídricos é estratégia metodologia adequada para a promoção da segurança hídrica e da gestão proativa de secas. A identificação dos modos de variação do clima em suas múltiplas escalas temporais e os efeitos das mudanças climáticas são dimensões essenciais na avaliação dos riscos em sistemas de recursos hídricos. Sendo este um dos pontos de partida deste projeto.

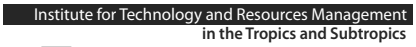
A forma como a sociedade se organiza define as vulnerabilidades da mesma aos extremos hidrológicos e como será impactada. O arcabouço jurídico-político-institucional que condicionam o modelo de gestão da água é fato relevante nesta análise de vulnerabilidade e estabelece as possibilidades de adaptação.

Faz-se necessário uma análise detalhada destas duas dimensões para identificar instrumentos adequados para a gestão dos recursos hídricos em suas três dimensões constitutivas: oferta, demanda e conflitos.

No contexto deste projeto, a alocação da água é o cerne da gestão dos recursos hídricos. E na alocação que se estabelece como a água e os riscos são alocados entre regiões, usos e usuários de água. Neste processo estabelece-se como os benefícios sociais associados ao uso da água serão apropriados pelos diversos grupos sociais e territórios.

A construção de instrumentos de gestão proativa de secas que objetivam tratar os eventos de escassez hídrica e a estratégia de promoção da segurança hídrica que trata da redução de vulnerabilidades hídricas estruturais de longo prazo requerem uma análise detalhada do risco climático, do arcabouço jurídico-político-institucional e da alocação de água. O projeto ADAPTA propõe-se a analisar a configuração e dinâmica de todas estas dimensões e como as mesmas se interinfluenciam com vistas a propor metodologias para a promoção da segurança hídrica e gestão proativa de secas.

UNIVERSIDADE
FEDERAL DO CEARÁ



ADAPTA

GESTÃO ADAPTATIVA DO RISCO CLIMÁTICO DE SECA

2019

ADAPTA
GESTÃO ADAPTATIVA DO RISCO CLIMÁTICO DE SECA
© 2019 Copyright by
Impresso no Brasil / Printed in Brazil

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS

Ilustrações
Expressão Gráfica

Diagramação eletrônica
Expressão Gráfica

Correção
Maria Jose

Capa
Ilustração: Expressão Gráfica
Diagramação: Expressão Gráfica

Impressão e Acabamento
Expressão Gráfica e Editora
Rua João Cordeiro, 1285 - Aldeota - Fortaleza - Ceará
CEP: 60110-300 - Tel.: (085) 3464-2222
E-mail: arte@expressaografica.com.br

Ficha Catalográfica
Bibliotecária: Perpétua Socorro Tavares Guimarães
CRB 3/801-98

X xxx j Jose, Maria
Titulo do livro: ub titulo do livro. Volume I. / Autor do Livro.- Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2018.

256 p.
ISBN: 978-85-420-XXXX-X

1. Literatura brasileira 2. Romance I. Título

CDD: XXX

Organizadores

Francisco de Assis de Souza Filho, Samiria Maria Oliveira da Silva,
Rosa Maria Formiga-Johnsson, Donald Robert Nelson,
Alexandra Nauditt e Lars Ribbe

Autores

Alexandra Nauditt
Ályson Brayner Sousa Estácio
Amanda Vieira e Silva
Ana Paula Vasconcellos da Silva
Anderson Fernandes Pessoa
André Gonçalo dos Santos
André Luis de Paula Marques
Antônio Duarte Marcos Junior
Artur Holanda Souza
Assis Junior de Souza
Carla Beatriz Costa de Araújo
Cleiton da Silva Silveira
Cydney Seigerman
Daniel Antônio Camelo Cid
Daniel Metzke
Daniele Costa da Silva
Donald Robert Nelson
Eduardo Felício Barbosa
Eduardo Sávio Passos Rodrigues Martins
Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Francisco Wellington Ribeiro
Gabriel Santos Motta
Gabriela de Azevedo Reis
Guilherme de Alencar Barreto
Hamish Hann
Jéssica Barbosa dos Santos
Joschka Thurner
José Edson Falcão de Farias Júnior
José Marcelo Rodrigues Pereira
José Micael Ferreira da Costa
Jose Nilson B. Campos
Karine Machado Campos Fontenele
Kerstin Stahl
Laís Lima Ambrosio
Larissa Ferreira da Costa
Larissa Zaira Rafael Rolim
Lars Ribbe
Louise Caroline Peixoto Xavier
Luiz Martins de Araújo Júnior
Marcilio Caetano de Oliveira
Marco Aurélio Holanda de Castro
Maria Clara de Lima Sousa
Maria Lidiana Ferreira Osmundo,
Mario Held
Martin Obermaier
Meyre Sayuri Sakamoto
Natalia Barbosa Ribeiro
Nathalia de Almeida Vasconcelos
Renan Vieira Rocha
Renata Locarno Frota
Renato de Oliveira Fernandes
Rodrigo Werner
Rogério Barbosa Soares
Rosa Maria Formiga-Johnsson
Rubens Sonsol Gondim
Samiria Maria de Oliveira da Silva
Samuellson Lopes Cabral
Shelly Biesel
Sandra Helena Silva de Aquino
Silvrano Adonias Dantas Neto
Taís Maria Nunes Carvalho
Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes
Thaís Antero de Oliveira
Ticiana M. de Carvalho Studart
Tyhago Aragão Dias
Victor Costa Porto
Wescley de Souza Fernandes
Witalo de Lima Paiva

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....*11*

O AUDIOVISUAL COMO FERRAMENTA DE DOCUMENTAÇÃO E ESTUDO DA SECA ATUAL.....*15*
Maria Lidiana Ferreira Osmundo - Jéssica Barbosa dos Santos - Francisco de Assis de Souza Filho

SISTEMA DE MONITORAMENTO HIDROMETEOROLÓGICO.....*23*
Eduardo Sávio Passos Rodrigues Martins - Meyre Sayuri Sakamoto - José Marcelo Rodrigues Pereira

CONSTRUÇÃO DE SISTEMA WEB PARA DISPNIBILIZAÇÃO DA BASE DE DADOS DOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO.....*35*
Anderson Fernandes Pessoa - Francisco de Assis de Souza Filho - Daniel Camelo Cid - Victor Costa Porto Artur Holanda Souza

SISTEMA DE INFORMAÇÕES *RBIS SERVER*: PARAIBA DO SUL E CEARÁ.....*41*
Amanda Vieira e Silva - Anderson Fernandes Pessoa

ANÁLISE SEMI-AUTOMÁTICA DA CONSISTÊNCIA DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS – ESTUDO DE CASO DO ALTO JAGUARIBE.....*59*
Renan Vieira Rocha - Francisco de Assis de Souza Filho - Ályson Brayner Sousa Estácio - Victor Costa Porto

ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE A PRECIPITAÇÃO MÉDIA E OS ÍNDICES PDO E AMO – ESTUDO DE CASO DO ALTO JAGUARIBE.....*73*
Renan Vieira Rocha - Francisco de Assis de Souza Filho - Larissa Zaira Rafael Rolim - Gabriela de Azevedo Reis

BALANÇO HÍDRICO DE THORTHWAITE PARA SUDESTE E NORDESTE BRASILEIROS.....*87*
Antônio Duarte Marcos Junior - Cleiton da Silva Silveira

ANÁLISE DOS MODOS DE VARIAÇÃO (SAZONAL, INTERANUAL E MULTIDECADAL) DO CLIMA ATUAL ATRAVÉS DA ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS DE VAZÕES.....*97*
Larissa Zaira Rafael Rolim - Francisco de Assis de Souza Filho

ANÁLISE DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES DE PRECIPITAÇÃO E VAZÃO.....*113*
Larissa Zaira Rafael Rolim - Francisco de Assis de Souza Filho - Renan Vieira Rocha

ANÁLISE DA INCERTEZA DE MODELO HIDROLÓGICO COM USO DE OTIMIZAÇÃO MULTIOBJETIVO E IMPACTO NA INCERTEZA DE OFERTA HÍDRICA: ESTUDO DE CASO DO RESERVATÓRIO ORÓS.....*123*
Ályson Brayner Sousa Estácio - Francisco de Assis de Souza Filho - Renan Vieira Rocha

ANÁLISE DAS INCERTEZAS DOS PARÂMETROS NA MODELAGEM HIDROLÓGICA CHUVA-VAZÃO SMAP ATRAVÉS DE ABORDAGEM BAYESIANA FORMAL: ESTUDO DE CASO DO RESERVATÓRIO ORÓS.....*139*
Renan Vieira Rocha - Francisco de Assis de Souza Filho - Ályson Brayner Sousa Estácio

ACOPLAMENTO DO MODELO ATMOSFÉRICO WRF AO MODELO HIDROLÓGICO SCS/HMS PARA A PREVISÃO DE CHEIAS NA BACIA DO PARAÍBA DO MEIO EM ALAGOAS......*147*
André Gonçalo dos Santos - Jose Nilson B. Campos

INTERVALO DE TEMPO DE MÁXIMA PREVISIBILIDADE NO ACOPLAMENTO DE MODELOS CLIMÁTICOS E HIDROLÓGICO.....*171*
Samuellson Lopes Cabral - Jose Nilson B. Campos

PREVISÃO CLIMÁTICA SAZONAL: BASE CONCEITUAL.....*183*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Cleiton da Silva Silveira - Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior

PREVISÃO DE VAZÕES: MULTI-MODELOS.....*193*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Guilherme de Alencar Barreto

PREVISÃO DE VAZÕES – UTILIZAÇÃO DE RNA.....*231*
Carla Beatriz Costa de Araújo - Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Guilherme de Alencar Barreto - Silvrano Adonias Dantas Neto

MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO SUDESTE E NORDESTE SEGUNDO CENÁRIOS DO CMIP5.....*251*
Antônio Duarte Marcos Junior - José Micael Ferreira da Costa - Cleiton da Silva Silveira

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE PARAÍBA DO SUL.....*261*
Cleiton da Silva Silveira - Francisco de Assis de Souza Filho

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO, CEARÁ.....*271*
Cleiton da Silva Silveira - Francisco de Assis de Souza Filho

PALEOSECAS NO NORDESTE DO BRASIL.....*283*
Tyhago Aragão Dias - Francsico de Assis de Souza Filho

HISTÓRICO DE SECAS SOBRE A BACIA DO SÃO FRANCISCO NO ULTIMO MILÊNIO......*303*
Tyhago Aragão Dias - Francisco de Assis de Sousa Filho.

GOVERNANÇA DAS ÁGUAS: BASES CONCEITUAIS.....*315*
Natalia Barbosa Ribeiro - Rosa Maria Formiga-Johnsson

ARRANJOS INSTITUCIONAIS PARA GESTÃO DAS ÁGUAS NAS BACIAS DOS RIOS PARAÍBA DO SUL E GUANDU.....*327*
Ana Paula Vasconcellos da Silva - Laís Lima Ambrósio - Rosa Maria Formiga-Johnsson - Natália Barbosa Ribeiro Nathalia de Almeida Vasconcelos - Martin Obermaier

GOVERNANÇA DA ÁGUA NO VALE DO JAGUARIBE.....*351*
Daniele Costa da Silva - Sandra Helena Silva de Aquino - Samiria Maria de Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

ANÁLISE DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ A PARTIR DA EVOLUÇÃO DA APLICAÇÃO DOS RECURSOS ORÇAMENTÁRIOS NO PERÍODO DE 1995 A 2017.....*387*
Karine Machado Compos Fontenele - Francisco de Assis de Souza Filho

A IMPORTÂNCIA DA ÉTICA PARA A GESTÃO DA ÁGUA.....*407*
Shelly Biesel - Donald R. Nelson

GESTÃO ADAPTATIVA PARA UM MUNDO EM MUDANÇA.....*419*
Renato de Oliveira Fernandes - Ticiana M. de Carvalho Studart - Francisco de Assis de Souza Filho

ALOCAÇÃO DE ÁGUA – BASE CONCEITUAL.....*447*
Samiria Maria Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL.....*461*
Laís Lima Ambrosio - Rosa Maria Formiga-Johnsson - Natália Barbosa Ribeiro - Alexandra Nauditt - Lars Ribbe

OS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DAS ÁGUAS NO ESTADO DO CEARÁ *499*
Louise Caroline Peixoto Xavier - Samiria Maria de Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

DIAGNÓSTICO INSTITUCIONAL DA ALOCAÇÃO NEGOCIADA DE ÁGUA NO ESTADO DO CEARÁ: APLICAÇÃO DO FRAMEWORK DE ELINOR OSTROM *513*
Daniele Costa da Silva - Sandra Helena Silva de Aquino - Samiria Maria de Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

ALOCAÇÃO PARTICIPATIVA DAS ÁGUAS NO CEARÁ: INCERTEZAS, DESLOCAMENTOS E DISPUTAS.....*531*
Sandra Helena Silva de Aquino - Samiria Maria de Oliveira da Silva - Daniele Costa da Silva

PRODUÇÃO E USO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO EM DECISÕES DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA NAS BACIAS METROPOLITANAS DO JAGUARIBE E FORTALEZA, CEARÁ *541*
Cydney Seigerman - Donald R. Nelson

PROPOSTA METODOLÓGICA DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA EM PERÍODOS DE ESCASSEZ HÍDRICA PARA O VALE DO RIO CURU-CEARÁ.....*555*
Marcilio Caetano de Oliveira - Francisco de Assis de Souza Filho

MODELO DE COBRANÇA DE ÁGUA POR FAIXA DE CONSUMO COM USO DE SUBSÍDIO CRUZADO.....*573*
Francisco Wellington Ribeiro

REVISÃO DA FÓRMULA DE CÁLCULO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA NO ESTADO DO CEARÁ.....*589*
Samiria Maria de Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE COBRANÇA EM FUNÇÃO DA GARANTIA DE USO *605*
Samiria Maria de Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

ANÁLISE INSUMO-PRODUTO REGIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS PARA O ESTADO DO CEARÁ.....*617*
Rogério Barbosa Soares - Samiria Maria Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho - Witalo de Lima Paiva

MECANISMO FINANCEIRO NA ALOCAÇÃO DE ÁGUA.....*643*
Samiria Maria Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO: METODOLOGIA DE SIMULAÇÃO DA CAPTURA DE ÁGUA DE RIOS POR POÇOS ALUVIONAIS.....*657*
Artur Holanda de Souza - Francisco de Assis de Souza Filho - Marco Aurélio Holanda de Castro

ESTRATÉGIA GERAL PARA PLANOS DE SEGURANÇA HÍDRICA.....*665*
Samiria Maria Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho

PROSPECTIVA ESTRATÉGICA PARA A ANÁLISE DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS *675*
Renata Locarno Frota - Francisco de Assis Souza Filho - Samiria Maria Oliveira Silva - Victor Costa Porto Renan Vieira Rocha - Amanda Vieira e Silva

REGULARIZAÇÃO DE VAZÃO A LONGO PRAZO PARA O NORDESTE BRASILEIRO ..*689*
Wescley de Souza Fernandes - Cleiton da Silva Silveira

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE GRANDES RESERVATÓRIOS DE REGIÓES SEMIÁRIDAS.....*699*
Renato de Oliveira Fernandes - Ticiana M. de Carvalho Studart - Cleiton da Silva Silveira - Maria Clara de Lima Sousa

ANÁLISE DA SEGURANÇA DA ÁGUA EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS: O CASO DE FORTALEZA.....*721*
Daniel Antonio Camelo Cid - Francisco de Assis de Souza Filho - Cleiton da Silva Silveira - Samiria Maria de Oliveira da Silva

APLICAÇÃO DE PROGRAMAÇÃO DINÂMICA DUAL ESTOCÁSTICA NA OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DE CURTO PRAZA DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DO JAGUARIBE E METROPOLITANO.....*731*
Victor Costa Porto - Francisco de Assis Souza Filho - Taís Maria Nunes Carvalho - Daniel Camelo Cid - Gabriela de Azevedo Reis

AGRICULTURA IRRIGADA E MEDIDAS ADAPTATIVAS PARA O ENFRENTAMENTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS *743*
Rubens Sonsol Gondim - Cleiton da Silva Silveira - Francisco de Assis de Souza Filho - Francisco Vasconcelos Jr

ESTUDO DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA DO PROJETO MALHA D'ÁGUA.....*757*
Ályson Brayner Sousa Estácio - Francisco de Assis de Souza Filho

PLANO PROATIVO DE SECA: BASE CONCEITUAL.....*773*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Samiria Maria Oliveira da Silva - Francisco de Assis de Souza Filho Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

BREVE HISTÓRICO DAS SECAS E DAS POLÍTICAS PÚBLICAS NO NORDESTE BRASILEIRO.....*781*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Sandra Helena Silva de Aquino - Francisco de Assis Souza Filho

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE À SECA NO ESTADO DO CEARÁ.....*785*
Gabriela de Azevedo Reis - Francisco de Assis de Souza Filho - Thaís Antero de Oliveira;

ANÁLISE DAS SECAS NO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO.....*803*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior

A GRANDE SECA DE 2014-2015 NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL: COMPREENDENDO AS CARACTERÍSTICAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DE SECA E ESCASSEZ HÍDRICA.....*825*
Alexandra Nauditt - Lars Ribbe - Daniel Metzke - Joschka Thurner - Rosa Maria Formiga-Johnsson - André Luis de Paula Marques

AVALIAÇÃO DO RISCO DE SECA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL COM ESCASSEZ DE DADOS: O CASO DA SUB-BACIA DO RIO MURIAÉ.....*841*
Alexandra Nauditt - Hamish Hann - Kerstin Stahl - Lars Ribbe - Rosa Maria Formiga-Johnsson - André Luis de Paula Marques - Rodrigo Werner - Francisco de Assis de Souza Filho

ESTRATÉGIA GERAL DO PLANEJAMENTO PROATIVO DE SECA.....*859*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Samiria Maria Oliveira da Silva - Sandra Helena Silva de Aquino

SUPORTE À DECISÃO: APLICAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA .*889*
Luiz Martins de Araujo Junior - Francisco de Assis de Souza Filho

NÍVEIS METAS DE RESERVATÓRIOS COMO GATILHOS DE SECA: APLICAÇÃO NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO JAGUARIBE-METROPOLITANO....*895*
Daniel Antônio Camelo Cid - Francisco de Assis de Souza Filho

ANÁLISE DA OPERAÇÃO FUTURA DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANA *911*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho - Danel Antônio Camelo Cid

IMPACTOS DA SECA DOS ANOS DE 2014-2016 SOBRE OS USUÁRIOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL.....*929*
Nathalia de Almeida Vasconcelos - Larissa Ferreira da Costa - José Edson Falcão de Farias Júnior - Rosa Maria Formiga-Johnsson - Gabriel Santos Motta - Natália Barbosa Ribeiro

SISTEMA DE ALERTA PRECOCE DE SECA E O SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA.....*957*
Luiz Martins de Araújo Júnior - Francisco de Assis de Souza Filho

ESTRATÉGIAS DE RESPOSTA E IMPACTOS À SECA: ESTUDO DE CASO NA SEDE MUNICIPAL DE QUIXERAMOBIM CEARÁ DE 2012 A 2016. .....*965*
Eduardo Felício Barbosa - Francisco de Assis de Souza Filho - Gabriela de Azevedo Reis

AVALIAÇÃO POLÍTICA DAS SECAS EM PERÍMETROS DE IRRIGAÇÃO DO CEARÁ ...*991*
Mario Held - Daniel Antonio Camelo Cid - Francisco de Assis de Souza Filho - Lars Ribbe

APRESENTAÇÃO

São Paulo, Cape Town, Cidade do México, Los Angeles são apenas alguns dos maiores centros urbanos quem enfrentaram a escassez de água nos últimos anos. Pelas crescentes demandas das populações humanas e as alterações no regime hídrico devido às mudanças do clima, a escassez de água se tornará cada vez mais um problema não episódico, e sim, um desafio cotidiano e contínuo. Atualmente já há populações significativas que não possuem segurança hídrica em anos chuvosos, e menos ainda durante escassez. Para diversas regiões, as projeções do clima salientam a redução de disponibilidade hídrica, pondo em risco economias, populações humanas e o meio ambiente. Embora o sistema de gestão de água no Brasil tenha avançado nas últimas décadas em busca de mecanismos mais ágeis e adequados para a promoção da segurança hídrica e gestão proativa de secas, as secas recentes em São Paulo e no Nordeste deixaram evidente que ainda há muito a ser feito.

É neste contexto que surgiu a pesquisa interdisciplinar Gestão Adaptativa do Risco Climático de Seca como Estratégia de Redução dos Impactos da Mudança Climática – melhor conhecida por Projeto ADAPTA.

O Projeto ADAPTA tem dois objetivos principais:

i) Dimensionar a vulnerabilidade dos usos e usuários de água, atuais e futuros, perante o risco climático de seca; e

ii) Propor estratégias de gestão adaptativa como mecanismo de aumentar a sua resiliência no contexto de intensificação das variabilidades e mudanças do clima.

A pesquisa é um trabalho acadêmico, porém a sua finalidade visa a aplicação dos resultados na gestão de água. Portanto, os resultados das análises providenciam, através do seu desenvolvimento e o aprimoramento, estratégias e metodologias que subsidiem a elaboração e implementação de políticas públicas para a adaptação e resposta da sociedade às mudanças climáticas. Trabalhando com estudos de modelagem física e social, a intenção e de contribuir conhecimento acadêmico para tornar mais transparentes os passos necessários para estimular a adaptação da sociedade às mudanças do clima futuro numa maneira sustentável e resiliente.

Foram estudadas duas bacias hidrográficas brasileiras bastante distintas em termos físicos, socioeconômicos, políticos e institucionais. A bacia do rio Jaguaribe, na região semiárida do Ceará, tem uma vocação agrícola; e a Bacia do rio Paraíba do Sul, uma bacia fortemente urbanizada e industrializada da região sudeste, compartilhada entre os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Ambas as bacias são altamente estratégicas por serem mananciais de abastecimento de regiões metropolitanas, de um lado, e por possuir em instituições e experiências de gestão das águas consideradas como avançadas no contexto nacional, de outro

disponibilizam de características em comum que justificam a sua comparação analíticas. Ambas são mananciais de abastecimento de regiões metropolitanas de grande porte. Elas possuem instituições e experiências de gestão das águas consideradas como avançadas no contexto nacional e possuem complexidade física, política e institucional, oferecendo ambiente excelente para aprendizagem, inovação, desenvolvimento científico e tecnológico

Os atuais eventos de seca que ocorrem no Brasil são um depoimento vivo da necessidade de se aprimorar os procedimentos atuais utilizados no trato do problema da secas. O potencial benefício do desenvolvimento de metodologias que adaptem os sistemas ao clima e mitiguem os impactos das secas podem ser identificados pela relevância dos sistemas submetidos a secas atualmente:

• Seca 2013-2015 no Estado de São Paulo. Com uma população de 41 milhões de habitantes, é a potência econômica do Brasil. A capital é classificada como a 10ª cidade mais rica do mundo e responde por 27% do PIB do Brasil. Para colocar isto em perspectiva, a economia da cidade de São Paulo é (em termos nominais) superior ao tamanho de um pequeno país europeu, tal como, os Países Baixos.

• Seca 2014-2015 no Setor Hidrelétrico. O setor elétrico brasileiro possui uma capacidade instalada de empreendimentos em operação de 125.252.000 MW, sendo que 82.345.591 MW (65,7%) correspondem ao setor hidroelétrico (ANEEL, 2012). Hidroeletricidade devido ao seu custo e menor impacto ambiental global estabeleceu-se como hegemônica. No ano de 2015 o setor hidroelétrico esta com dos seus mais baixos níveis de estoque de água na série 2000-2015. O crescimento econômico do Brasil requer o aumento da produção de energia elétrica a custos módicos.

• Seca 2011-2017 no Nordeste Semiárido Brasileiro. Esta região impactada historicamente pelas secas tem uma população de 22 milhões de habitantes e desenvolvido desenvolvimento através agricultura irrigada, serviços e processo da industrialização.

A gestão de risco em sistemas de recursos hídricos é estratégia metodológica adequada para a promoção da segurança hídrica e da gestão proativa de secas. A identificação dos modos de variação do clima em suas múltiplas escalas temporais e os efeitos das mudanças climáticas são dimensões essenciais na avaliação dos riscos em sistemas de recursos hídricos. Sendo este um dos pontos de partida deste projeto.

A forma como a sociedade se organiza define as vulnerabilidades da mesma aos extremos hidrológicos e como será impactada. O arcabouço jurídico-político-institucional que condicionam o modelo de gestão da água é fato relevante nesta análise de vulnerabilidade e estabelece as possibilidades de adaptação.

Faz-se necessário uma análise detalhada destas duas dimensões para identificar instrumentos adequados para a gestão dos recursos hídricos em suas três dimensões constitutivas: oferta, demanda e conflitos.

No contexto deste projeto, a alocação da água é o cerne da gestão dos recursos hídricos. E na alocação que se estabelece como a água e os riscos são alocados entre regiões, usos e usuários de água. Neste processo estabelece-se como os benefícios sociais associados ao uso da água serão apropriados pelos diversos grupos sociais e territórios.

A construção de instrumentos de gestão proativa de secas que objetivam tratar os eventos de escassez hídrica e a estratégia de promoção da segurança hídrica que trata da redução de vulnerabilidades hídricas estruturais de longo prazo requerem uma análise detalhada do risco climático, do arcabouço jurídico-político-institucional e da alocação de água. O projeto ADAPTA propõe-se a analisar a configuração e dinâmica de todas estas dimensões e como as mesmas se interinfluenciam com vistas a propor metodologias para a promoção da segurança hídrica e gestão proativa de secas.

Um dos pontos fortes do Projeto ADAPTA é seu caráter interdisciplinar. Os sistemas de recursos hídricos são sistemas sócio-naturais e como tais requerem abordagem integrada de suas múltiplas facetas requerendo conhecimento das ciências físicas, ciências sociais e da engenharia.

A pesquisa envolveu uma rede de pesquisadores brasileiros e estrangeiros, com larga experiência em gerenciamento de recursos hídricos, gestão de seca, modelagem climática e hidrológica, e gestão adaptativa de bacias hidrográficas. A rede envolve ainda profissionais de órgãos gestores de recursos hídricos, além de contar com o apoio de várias instituições envolvidas com a gestão das aguas nas bacias de estudo.

O desenvolvimento do projeto teve financiamento no âmbito da Chamada MCTI/CNPq/ANA N º 23/2015 – Pesquisa em Mudança do Clima - Processo 446222/2015-1.

O AUDIOVISUAL COMO FERRAMENTA DE DOCUMENTAÇÃO E ESTUDO DA SECA ATUAL

Maria Lidiana Ferreira Osmundo
Jéssica Barbosa dos Santos
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Vídeos podem ser importantes instrumentos para desenvolver o conhecimento pessoal e coletivo, pois trabalham a memória, despertam a atenção, aguçam o raciocínio e estimulam a imaginação. Segundo Fonseca, o audiovisual:

> [...] é um meio eficaz na mediação do processo de apropriação do conhecimento, porque comporta em sua composição vários elementos de linguagem que propiciam uma compreensão em vários níveis. Assim, podem facilmente desencadear associações que levam aos sentidos e aos significados (1998, p.37).

Por conseguinte, desde que surgiu, essa forma de comunicação dialoga e influencia o cotidiano das civilizações em nível global. Logo, não é difícil entender a vasta profusão que o audiovisual tem alcançado nos diversos ambientes e suportes, indo de televisores a *smartphones*; encontrando-se nas redes sociais; nas plataformas *on-line* para a hospedagem de vídeos etc. Tal realidade evidencia o mérito de se aplicar esse engenho como forma de transmissão de informações para diversos fins, sendo ele compreendido pelas fendas e fissuras da linguagem, ou seja, pela tendência a "difundir-se continuamente e a afetar outros discursos numa peculiar relação de afetibilidade. Nessa difusão, o vídeo perde o seu caráter particular, mas adquire generalidade e fica fundido e transmutado como pensamento, como uma prática cultural do nosso tempo" (MELLO, 2008, p. 36).

Artefatos videográficos dizem muito mais do que é constatado pelos indivíduos e as informações transmitidas através deles chegam por caminhos que vão além da percepção humana, ou seja, mediante vídeos, as pessoas absorvem informações independentemente de sua consciência (GUTIERREZ, 1978). Portanto, com esse discernimento, o audiovisual foi compreendido como uma ferramenta relevante para documentação e estudo das secas no projeto Adapta — Gestão Adaptativa do Risco Climático de Seca como Estratégia de Redução dos Impactos da Mudança Climática — que visou: I) dimensionar a vulnerabilidade dos usos e usuários de água, atuais e futuros, perante o risco climático de seca; e II) propor estratégias de gestão adaptativa como mecanismo de aumentar a sua resiliência no contexto de intensificação das variabilidades e mudanças do clima. Para tanto, a investigação contemplou duas bacias hidrográficas bastante distintas em termos físicos, socioeconômicos, políticos e institucionais: a Bacia do rio Jaguaribe, na região semi-árida do Ceará, que tem uma vocação agrícola; e a Bacia do rio Pa-

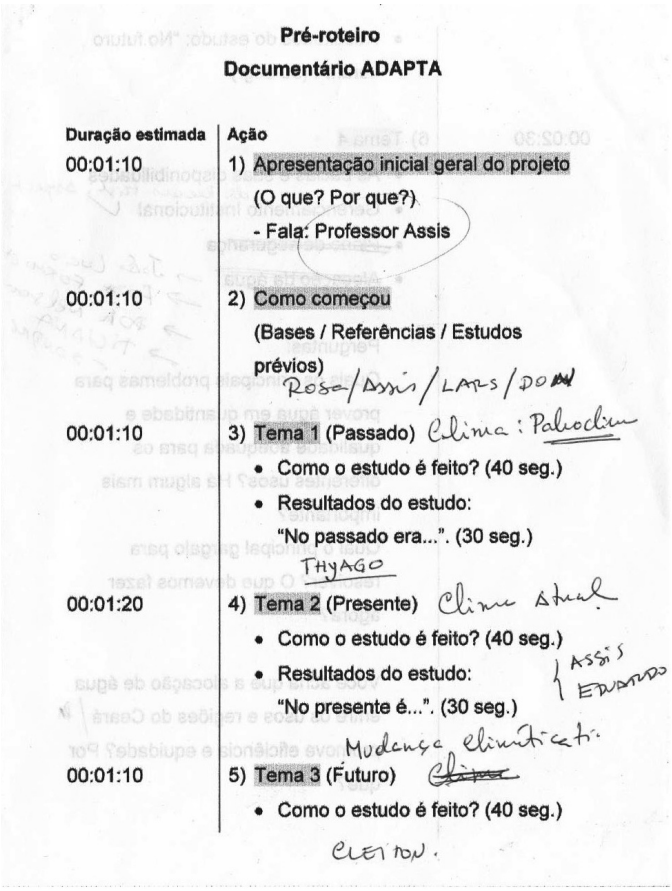
raíba do Sul, que é fortemente urbanizada e industrializada; localizada na região sudeste; compartilhada entre os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Ambas as regiões têm vivenciado, desde 2014, uma seca severa.

Posto isso, enfatizando a importância dos vídeos para fomentar os recursos de memória e disseminação da pesquisa, o presente artigo tem como objetivo descrever o processo de elaboração das duas principais produções audiovisuais do projeto descrito — o vídeo de apresentação, intitulado "Adapta – O Projeto"; e o documentário "Seca", que abrangeu apenas a conjuntura cearense.

2. METODOLOGIA

Inicialmente, a proposta consistia na realização de somente uma obra de introdução da pesquisa e discussão da seca, criando-se, em fevereiro de 2017, um roteiro preliminar sob orientação de Francisco de Assis de Souza Filho, coordenador do projeto Adapta.

Figura 1 – Primeira página do pré-roteiro para os vídeos.



Pré-roteiro

Documentário ADAPTA

Duração estimada	Ação
00:01:10	1) Apresentação inicial geral do projeto (O que? Por que?) - Fala: Professor Assis
00:01:10	2) Como começou (Bases / Referências / Estudos prévios) Rosa/Assis/LAPS/DOM
00:01:10	3) Tema 1 (Passado) Clima: Paleoclima • Como o estudo é feito? (40 seg.) • Resultados do estudo: "No passado era...". (30 seg.) THYAGO
00:01:20	4) Tema 2 (Presente) Clima Atual • Como o estudo é feito? (40 seg.) • Resultados do estudo: "No presente é...". (30 seg.) ASSIS EDUARDO
00:01:10	5) Tema 3 (Futuro) Mudança climática ~~Clima~~ • Como o estudo é feito? (40 seg.) CLEITON.

Contudo, percebeu-se que, dada a abrangência do tema e a quantidade de pessoas que se pretendia convidar para participar das gravações, definiu-se trabalhar com mais de um vídeo.

A primeira produção foi estruturada sob os seis módulos de organização do projeto (FIGURA 2), sendo introduzidos por um resumo de toda a pesquisa e finalizados por uma conclusão acerca do que, na época, almejava-se como resultados e suas possíveis repercussões.

Figura 2 – Módulos de organização do Projeto Adapta.

Para orientar o segundo vídeo, definiram-se sete perguntas centrais. Com isso, conseguiu-se nortear as entrevistas e levantar informações relevantes sobre à temática da seca:

Tabela 1 - Questionário para entrevistas do documentário "Seca".

PERGUNTAS	
1	Quando iniciou a seca?
2	Quais os principais impactos? a. No abastecimento de cidades b. Na irrigação c. Na qualidade da água
3	Quais as ações realizadas para combater a seca? a. Como se dá o processo de decisão? b. Há planejamento de seca?
4	Quais os principais problemas?
5	Com o conhecimento possuído agora, o que o você faria diferente?

6	Fale um pouco sobre alocação de água e os conflitos nos vales perenizados. a. Quais os critérios para alocação de água? b. Quais as informações utilizadas? c. Como se deu a participação dos diversos setores na gestão da seca? *Obs: Caso o entrevistado não mencione em sua fala, questionar sobre o sistema Jaguaribe-Metropolitano.*
7	Quem seria importante ouvir sobre esse tema?

Determinou-se que, para ambos os vídeos, o professor Assis Filho assumiria o papel de guia, orientando a sequência das falas dos demais entrevistados. Estes, por sua vez, foram criteriosamente selecionados, considerando sua formação e atuação profissional; seu envolvimento com a pesquisa ou área; e a disponibilidade para as gravações. Desse modo, o vídeo "O Projeto" contou com depoimentos de oito pesquisadores das áreas de ciências ambientais, engenharia civil, hidrologia e antropologia, advindos das Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Universidade Federal do Ceará (UFC), *University of Georgia*[1] (*UGA)* (Universidade da Georgia) e *Technische Hochschule Köln (TH Köln)*[2]. Já o documentário "Seca" teve a presença de membros da alta gestão das Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH), Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará.

Após definidos a arquitetura dos vídeos e os entrevistados, as gravações foram iniciadas em Fortaleza, capital cearense, em 20 de março de 2017, por ocasião do evento dedicado ao projeto que, durante três dias, reuniu pesquisadores das duas regiões brasileiras, bem como dos Estados Unidos e da Alemanha na UFC para dissertarem sobre o desenvolvimento da pesquisa em rodas de conversa, palestras, discussões livres etc., além de realizarem uma visita técnica aos perímetros de Tabuleiro de Russas e Morada Nova.

A equipe de filmagem foi composta por cinco pessoas de conhecimentos múltiplos — dentre bolsistas, alunos de mestrado e doutorado e um professor universitário —, sendo dois integrantes da área de hidrologia e secas, para auxiliar as discussões durante as entrevistas; e três envolvidos com os campos de comunicação e mídias digitais.

1 Universidade da Georgia, nos Estados Unidos.
2 Universidade Técnica de Colônia, na Alemanha.

Figura 3 – Registro dos pesquisadores do projeto Adapta realizado na Universidade Federal do Ceará (UFC) durante o evento de março de 2017.

Ao final das gravações, em agosto de 2017, iniciou-se o processo de edição, sendo concluído em novembro do mesmo ano. Durante três meses, os vídeos foram tratados, revisados (tecnicamente e conceitualmente) e ajustados de modo a produzir materiais consistentes e que transmitissem informações claras e relevantes aos espectadores.

Ademais, no intuito de compor, no caso do vídeo de apresentação, um produto abrangente e acessível, fez-se uma obra bilíngue, contendo depoimentos em português e inglês, bem como legendas em ambos idiomas, além de viabilizar aos espectadores, estudiosos ou não, uma visão mais clara das regiões de drenagem e do que é dito sobre elas por meio de mapas animados, gerados por computação gráfica no *software* Google Maps, e de filmagens externas da Bacia Jaguaribe-Metropolitana, do Rio Paraíba do Sul[3] e do Seminário de Alocação negociada de água ocorrido no Ceará[4].

O segundo vídeo foi conduzido sob informações aprofundadas acerca dos cenários de abastecimento e de escassez de água no Ceará, apresentando argumentações quanto à distribuição e à gestão de recursos hídricos e discussões para promover à população o acesso à água, contribuindo para o desenvolvimento sustentável. A multidisciplinaridade e variadas expertises dos profissionais entrevistados tornaram à composição do vídeo "Seca" robusta, pois tiveram voz pessoas intimamente ligadas à problemática, ou seja, de posse de dados de alta representatividade. Portanto, a partir de uma linguagem simples e fluida, que o meio audiovisual permite, os conteúdos têm a capacidade de serem melhor alcançados não só pelos gestores que trabalham com recursos hídricos, mas também pelos estudiosos e por quem é diretamente atingido pelo problema da seca.

3 Material gentilmente cedido por Fernando Salis e Daniel Metzke.
4 Material gentilmente cedido por Sandra Helena.

3. RESULTADOS

Além dos vídeos cujo processo de produção encontra-se aqui descrito, realizou-se mais sete obras, que tratam das falas de cada um dos entrevistados, apresentando suas percepções e conhecimentos adquiridos no decorrer de suas práticas profissionais:

1. Assis Filho (UFC)
   https://youtu.be/88NOLqz9WZk
2. Francisco Teixeira (secretário de Recursos Hídricos do Estado do Ceará)
   https://youtu.be/NjVvzksAKfs
3. Gianni Lima (assistente da presidência na COGERH)
   https://youtu.be/B9jVIrTkTlc
4. Elder dos Santos (diretor de unidade de negócios do interior na CAGECE)
   https://youtu.be/hunOS4dP0OQ
5. Ubirajara Patrício (diretor de planejamento na COGERH)
   https://youtu.be/wUk3LrW_Vjc
6. Eduardo Sávio (presidente na FUNCEME)
   https://youtu.be/e2TL15fhx0M
7. João Lúcio (presidente na COGERH)
   https://youtu.be/NGpAQY6yFFU

Todos os artefatos estão organizados e disponibilizados no canal do YouTube, intitulado Hidrologia UFC[5]. Esse espaço é prioritariamente utilizado para agrupar e ofertar videoaulas e outros materiais de referência para alunos da disciplina de Hidrologia das graduações em Engenharia Civil e Engenharia Ambiental na UFC. Dessa forma, os vídeos auxiliam os graduandos nos seus momentos de estudo e estimulam discussões sobre o tema na universidade.

Como as obras foram produzidas a partir de uma demanda identificada no projeto Adapta, o material encontra-se também na página virtual dedicada a este[6]. Assim, interessados no tema e outros pesquisadores envolvidos neste e em projetos similares podem acessá-los e debater sobre seca em todo o Brasil.

Convém destacar que o vídeo de apresentação do projeto, durante o transcurso de conclusão das edições, teve uma primeira versão apresentada no evento *Water Security and Climate Change Conference*[7], realizado na Alemanha, entre 18

5 https://www.youtube.com/channel/UCoimflLQu1wfdtbSNHFd4xQ
6 http://www.adapta.ufc.br/
7 http://www.watersecurity.info/the-conference/wscc-2017/

e 21 de setembro de 2017. Pode-se perceber que, apesar da distância — afinal o vídeo estava sendo produzido no nordeste brasileiro —, participantes da conferência europeia puderam, sem dificuldade, através da intervenção audiovisual realizada, assistir e se apropriar da temática. Isso evidencia, além da explícita facilidade de acesso, o poder que essa mídia tem de chamar atenção instantânea e de se propagar através do apelo sonoro e das imagens que criam a ilusão de movimento.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como pode ser aferido, o audiovisual, sendo uma mídia que pertence ao cotidiano e ao carregar elementos visuais e auditivos, bem como dinamicidade, cumpre seu papel de veículo condutor de informação com a intenção de possibilitar acesso a públicos variados, dada a naturalidade e facilidade da linguagem.

Os vídeos produzidos e disponibilizados trazem depoimentos e propõem uma reflexão acerca da seca no Ceará e no Brasil e, para trabalhar a temática, o audiovisual atendeu ao propósito de potencializar discussões, sendo um meio de fácil entendimento, didático e capaz de promover reflexão sobre uma questão de extrema importância para toda sociedade.

Conforme afirma o documentarista Paulo Baroukh, em entrevista concedida aos alunos da Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas): "o documentário é uma poderosa ferramenta educacional, não só na transmissão do conhecimento, como na formação da consciência crítica e fomentação de reflexão a respeito dos temas que apresenta" (GREGOLIN; SACRINI; TOMBA, 2002, p. 52). Por conseguinte, "é justamente onde ele está respondendo a necessidades novas, fazendo desencadear consequências não experimentadas anteriormente" que se demonstra a sua relevância (MACHADO *apud* MELLO, 2008, p. 28).

Assim, espera-se que os vídeos, como categórica base de dados, auxiliem os futuros pesquisadores, os tomadores de decisões e "todo aquele que se interessar pela questão da água em suas diferentes dimensões, com essa abordagem multidisciplinar que caracteriza intensamente o projeto Adapta"[8] (SOUZA FILHO; SANTOS; OSMUNDO, 2017).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FONSECA, Maria Tereza de Azevedo da. Realização e recepção: um exercício de leitura. In: *Comunicação & Educação*. São Paulo: Moderna, 1998.

GREGOLIN, Maíra, SACRINI, Marcelo e TOMBA, Rodrigo (2002). Web-documentário: Uma ferramenta pedagógica para o mundo contemporâneo. Projeto experimental desenvolvido sob a orientação do professor Celso Bodstein para

8 Informação fornecida pelo coordenador do projeto Adapta, Francisco de Assis de Souza Filho, no vídeo Adapta - O Projeto, produzido em 2017.

obtenção do título de graduação do curso de Comunicação Social – Jornalismo da PUC – Campinas. Disponível em: <http://www.bocc.ubi.pt/pag/tomba-rodrigo-web-documentario.pdf>. Acesso em: 01 out 2018.

GUTIERREZ, F. Linguagem total: uma pedagogia dos meios de comunicação. São Paulo, Summus, 1998.

MELLO, C. Extremidades do vídeo. São Paulo: Editora Senac, 2008.

SOUZA FILHO, F. A.; SANTOS, J. B.; OSMUNDO, M. L. F. Adapta - O Projeto. 2017. Vídeo.

SISTEMA DE MONITORAMENTO HIDROMETEOROLÓGICO

Eduardo Sávio Passos Rodrigues Martins
Meyre Sayuri Sakamoto
José Marcelo Rodrigues Pereira

1. A IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO NA ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS DO CLIMA.

Muitas atividades meteorológicas e climáticas, incluindo pesquisa e aplicações, são baseadas, principalmente, em observações do estado da atmosfera ou do clima. A aplicação do uso dos dados observados depende da escala temporal de interesse, que podem variar de minutos, horas, décadas ou séculos. Por exemplo, as características horárias de uma variável meteorológica são importantes em operações agrícolas, como o controle de defensivos agrícolas e no monitoramento do uso de energia para aquecimento e resfriamento. O clima ao longo de meses ou anos determinará, dentre outras, as culturas que podem ser cultivadas, a disponibilidade de água potável e produção de alimentos. Escalas temporais mais longas de décadas e séculos são importantes para estudos de variações climáticas causadas por fenômenos naturais, como mudanças na circulação atmosférica e oceânica e pelas atividades dos seres humanos. Significativos aumentos no dióxido de carbono e metano troposféricos durante a era industrial, juntamente com o aumento de emissões de aerossóis e partículas, estão afetando expressivamente o clima global. Assim como a expansão das cidades com seus prédios e superfícies de asfalto, tem aumentado a quantidade de radiação absorvida do Sol, levando a formação de ilhas de calor.

Em 2002, os especialistas que elaboraram o Segundo Relatório sobre a Adequação dos Sistemas Globais de Observação para o Clima em Apoio à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) (WMO, 2003), em trabalho conjunto com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), estabeleceram os requisitos científicos para observações climáticas sistemáticas subjacentes às necessidades das Partes da UNFCCC e do IPCC. Assim, concluiu-se que o monitoramento climático é importante e necessário para:

- Caracterizar o estado do sistema climático global e sua variabilidade;
- Monitorar as forçantes do sistema climático, incluindo contribuições naturais e antropogênicas;
- Apoiar a identificação das causas das mudanças climáticas;
- Apoiar a previsão da mudança climática global;

- Projetar informações sobre mudanças climáticas globais em escalas regionais e nacionais; e
- Caracterizar os eventos extremos importantes na avaliação e adaptação do impacto e avaliar os riscos e vulnerabilidade.

As observações dos atuais sistemas de monitoramento do clima têm fornecido informações para muitas das conclusões obtidas pelo IPCC sobre as mudanças climáticas e seus possíveis impactos, bem como, para compreender as implicações da variabilidade climática e do clima na sociedade e ecossistemas.

Contudo, entende-se que, a avaliação do impacto e as atividades de adaptação exigem informações sobre padrões regionais de mudança climática, variabilidade e eventos extremos. Desta forma, além das redes nacionais, redes de medição com maior densidade espacial são necessárias, bem como observações diárias e/ou horárias para detectar eventos extremos.

Não obstante o uso de informações atuais e as melhorias feitas nos últimos anos, o IPCC relatou recentemente que as atuais redes observacionais climáticas estão declinando em muitas partes do mundo e que observações adicionais e sustentadas sobre o clima são necessárias para melhorar a capacidade de detectar, atribuir e compreender as mudanças climáticas e projetar futuras mudanças climáticas.

2. O INSTRUMENTO DE MONITORAMENTO E A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS – PLANO DE CONTINGÊNCIA.

Os planos de contingências, no âmbito recursos hídricos, são desenvolvidos como parte do plano de convivência com a completa falta de chuva ou pela má distribuição da mesma. As secas dos últimos anos (2010-2017) que atingiram o Nordeste Brasileiro reforçam a necessidade de ações proativas para um gerenciamento hídrico, a fim de evitar o colapso do sistema de abastecimento e que minimizem as consequências de estiagens.

Basicamente, os planos de contingência seguem uma estratégia de desenvolvimento clássica, que possui 3 (três) fases bem definidas: Diagnóstico, Planejamento e Execução. Na fase de diagnóstico, os monitoramentos meteorológicos e hidrológicos são essenciais para o desenvolvimento de indicadores como SPEI, SPI e SRI (discutidos posteriormente), que são usados nos planos de contingências e na gestão de recursos hídricos. É a partir do monitoramento que se acompanha a severidade e a evolução das secas e identifica-se gatilhos que colocarão os planos de contingência em ação. O monitoramento pode ser considerado o mais importante dentre as etapas para a elaboração do plano de contingência.

Esse processo de elaboração do plano de contingência envolve vários níveis da sociedade, instituições estaduais e federais, no qual caracterizam o sistema, definem os tipos de monitoramento que serão realizados, a avaliação e o acom-

panhamentos dos indicadores, os impactos causados pelas secas e ações de mitigação. Outro ponto importante, é a qualidade da água disponível que deve estar adequada para o consumo humano em situações de escassez hídricas e quando ações dos planos de contingências já estão sendo tomadas.

3. A REDE DE MONITORAMENTO.

Os principais componentes da rede de monitoramento mantida pela Funceme no Ceará são os pluviômetros convencionais, plataformas automáticas de coleta de dados e radares meteorológicos. Espacialmente, estes equipamentos, particularmente, a densa rede de pluviômetros, permitem delimitar os padrões regionais do clima e sua variabilidade. Eventos extremos de excesso de precipitação, por sua vez, são monitorados através das plataformas automáticas e dos dois radares instalados no estado. Uma descrição mais detalhada é apresentada a seguir.

- Rede Convencional

A rede de monitoramento convencional operada pela Funceme (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) no Ceará consiste de pluviômetros convencionais pluviômetros do tipo "Ville de Paris", cuja instalação foi iniciada em 1974, com a instalação de 96 sensores em cada sede de município ao longo das ferrovias. Na ocasião a Fundação contou com apoio da Rede Ferroviária Federal para a observação e a transmissão dos dados de chuva via rádio (faixa comercial). Na mesma época, outro convênio estabelecido com a Polícia do Estado do Ceará possibilitou a instalação de mais 32 postos pluviométricos, e nos anos seguintes, outros foram sendo instalados em áreas com maior necessidade de monitoramento, até que, com a criação da Ematerce (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará), o trabalho de monitoramento passou a contar com o reforço do serviço de extensão rural.

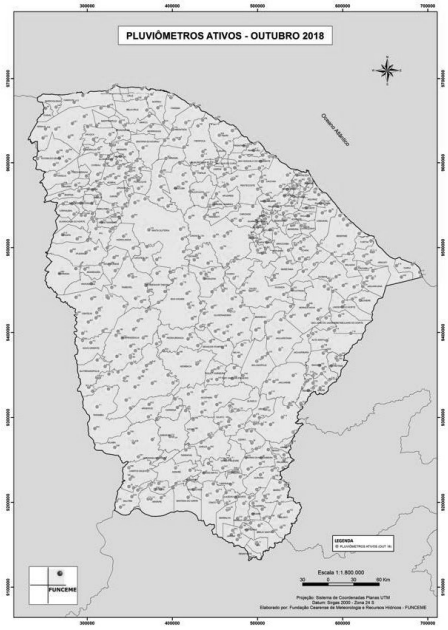
Em 1997, a quantidade de postos pluviométricos já alcançava o total de 215 em todo o Estado, contudo, o fechamento de 100 escritórios da Ematerce, nesse mesmo ano, levou à relocação dos postos. É nesse momento que surge, oficialmente, a figura do observador pluviométrico voluntário, que são agricultores, professor, enfim representantes da sociedade civil que aceitaram a instalação de um pluviômetro em suas terras e se comprometeram a efetuar a leitura, diariamente, às 7h, informando em seguida, à Funceme, o volume acumulado em 24 horas. Ao longo dos anos, a Funceme instalou cerca de oitocentos pluviômetros. Todavia, atualmente consideram-se 640 pluviômetros ativos distribuídos ao longo do estado (Quadro 1 e Figura 1), e destes, cerca de 520 com informações atualizadas.

Quadro 1 - Distribuição dos pluviômetros nas regiões pluviometricamente homogêneas.

Região	Qtd atual de pluviômetros
Litoral Norte	70
Litoral do Pecém	49
Litoral de Fortaleza	44
Maciço de Baturité	31
Jaguaribana	92
Ibiapaba	65
Sertão Central e Inhamuns	207
Cariri	82

Fonte: FUNCEME

Figura 1 – Mapa com a localização dos pluviômetros convencionais ativos operados pela Funceme.



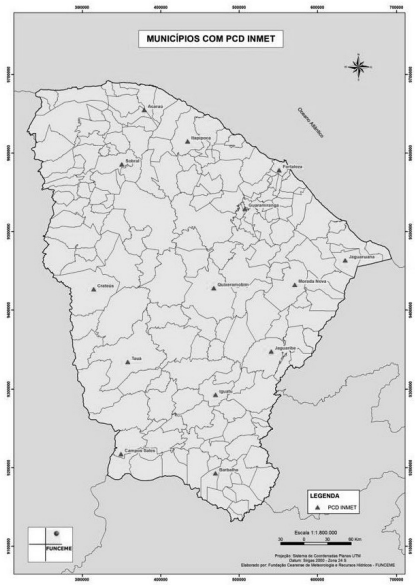
Fonte: FUNCEME

- Rede de Plataformas Automáticas de Coleta de Dados

No Ceará a precipitação acumulada em 24 horas é bem monitorada, principalmente, através da rede pluviométrica convencional, porém, as demais variáveis meteorológicas e ambientais como temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, umidade do solo, entre outros, são menos conhecidos, já que

as medidas existentes, em escala climatológica, resumem-se a quatorze estações meteorológicas mantidas pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), que proporcionam uma escassa informação, do ponto de vista espacial, sobre o estado (Figura 2).

Figura 2 – Mapa com a localização das estações meteorológicas do INMET.



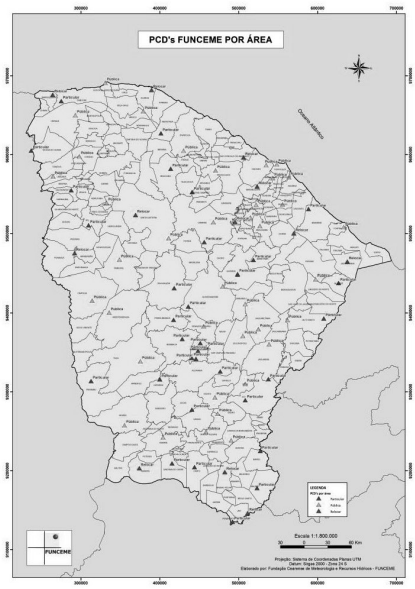
Fonte: FUNCEME

Assim, com o propósito de atenuar esta deficiência de dados, a partir de 2003, através de recursos do Banco Mundial, foi implantada uma rede de PCD´s (Plataformas Automáticas de Coleta de Dados), com transmissão de dados através do satélite brasileiro SCD e modens telefônicos. Esta rede, inicialmente foi composta por 70 plataformas distribuídas em três tipos: agrometeorológicas, hidrometeorológicas e agrohidrometeorológicas, estas últimas, contemplando além dos sensores meteorológicos, medidores de variáveis relacionados ao solo (temperatura, umidade e fluxo de calor) e de nível de reservatório. Atualmente a rede da Funceme conta com 84 PCDs distribuídas no estado, conforme mostram o Quadro 2 e a Figura 3. Além da modernização dos equipamentos mais antigos, as novas plataformas estão sendo adquiridas com a transmissão de dados através do satélite americano Goes, o que permite acesso aos dados de hora em hora, numa escala muito melhor do que o permitido pelos satélites SCD, cuja transmissão ocorre a cada 3 horas.

Tabela 2.2.1 - Distribuição dos PCDs nas regiões pluviometricamente homogêneas.

Região	Qtd atual de PCDs
Litoral Norte	7
Litoral do Pecém	5
Litoral de Fortaleza	7
Maciço de Baturité	4
Jaguaribana	13
Ibiapaba	7
Sertão Central e Inhamuns	30
Cariri	11

Figura 3 – Mapa com o local de instalação das PCDs.



Fonte: FUNCEME

- Radares Meteorológicos

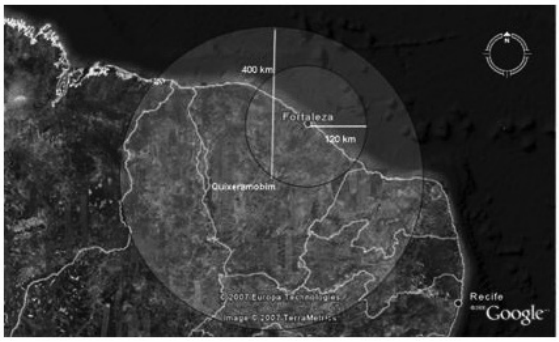
O radar meteorológico constitui-se de um dispositivo para detecção ativa de alvos meteorológicos (nuvens), com vistas ao seu mapeamento espaço-temporal (gênese e evoluções), e à determinação de suas propriedades, ou seja, sua natureza, intensidade, desenvolvimento e duração. A palavra RADAR é um acrônimo de RAdio Detection And Ranging (rádio detecção e localização) e foi utilizada pela primeira vez pela marinha norte americana na década de 40 referindo-se a

um aparato tecnológico construído para utilizar ondas de rádio na detecção e localização de objetos. Assim, como o nome sugere, a energia transmitida pelos radares é essencialmente uma onda de rádio com uma freqüência na parte alta do espectro (intervalo completo) de radiofreqüências. Desde que as ondas eletromagnéticas "viajam" pela atmosfera na velocidade da luz (300.000 km/s) é possível ter um monitoramento contínuo, em tempo real, e se obter informações precisas de localização e intensidade da chuva causadas pelos sistemas meteorológicos presentes no raio de alcance do radar.

O Ceará conta com dois radares meteorológicos. O primeiro foi instalado em 1993 pela Funceme em Fortaleza e foi pioneiro na região Nordeste do Brasil. Com uma área de abrangência que atinge o raio máximo de 120 quilômetros, este radar permite o monitoramento da precipitação sobre toda a região metropolitana da capital cearense e de vários municípios da região litorânea, além de parte do Oceano Atlântico. Adquirido para utilização em física de nuvens, o radar de Fortaleza opera na banda X, que corresponde a 3 centímetros de comprimento de onda, e é do tipo Doppler (Doppler Weather Surveillance Radar), com modos de intensidade e velocidade. Assim, gotas de precipitação podem ser detectadas pelo radar e seu deslocamento horizontal, ou seja, seu afastamento ou aproximação podem ser determinados, o que permite verificar o sentido e velocidade de deslocamento dos sistemas precipitantes.

Em 2011, foi inaugurado o radar de Quixeramobim. Este também é do tipo Doppler, de banda S e faz parte da Rede Cearense de Radares (RCR), através da integração com o Radar Doppler de Banda X em operação na cidade de Fortaleza. O radar de Quixeramobim possui capacidade para estimar a precipitação dentro de um raio de 200 km e ainda fazer o monitoramento de sistemas meteorológicos que atuam em um alcance de até 400 km, cobrindo todo o estado do Ceará, e algumas áreas dos estados vizinhos.

Figura 4 – Mapa com a localização dos radares meteorológicos operados pela Funceme e suas áreas de cobertura.



Fonte: FUNCEME

4. O MONITORAMENTO DE SECAS E A GESTÃO PROATIVA DE SECAS

O Semiárido nordestino é caracterizado pela alta variabilidade climática. O regime de chuvas é delimitado por uma estação chuvosa curta e uma estação seca. A estação chuvosa reflete a configuração da circulação atmosférica de grande escala e a interação oceano-atmosfera no Pacífico e no Atlântico que influenciam diretamente a atuação de sistemas meteorológicos na região (Ferreira e Mello, 2005). Assim, embora o clima semiárido seja dominante, com baixo volume pluviométrico e alta perda evaporativa, a ocorrência de secas, ou seja, desvios negativos de precipitação, em longo prazo, também é frequente.

Grandes secas têm sido registradas ao longo da história (CGEE, 2016). Algumas como as de 1877 a 1879, levaram a construção de açudes, como o açude de Cedro, em Quixadá (CE), o primeiro grande açude construído no País. Em outros momentos, como as secas de 1915 e 1932, resultaram na implantação de "campos de concentração" ou "campos de refugiados" para impedir que os retirantes evadidos da seca no sertão chegassem à capital do Ceará (Rios, 2001). Das soluções governamentais, a 'fase hidráulica' talvez seja das mais concretas na tentativa de garantir segurança hídrica a partir do armazenamento de água. A criação de instituições voltadas ao Nordeste (DNOCS, BNB, Codevasf, Sudene) tiveram o propósito de promover o desenvolvimento social e econômico da região. Contudo, ao longo dos anos, as ações concentraram-se, prioritariamente, em medidas emergenciais paliativas, de modo que, o retorno das chuvas, sempre levou ao esquecimento da seca.

Todavia, o mais recente e longo período de seca cujos primeiros indícios foram identificados em 2010 e se intensificaram a partir de 2012, levou a ações que promoveram uma mudança no paradigma historicamente atrelado à gestão reativa de crises. Instituições federais e estaduais, com apoio do Banco Mundial, organizaram-se para desenvolver abordagens para lidar, de forma proativa com os eventos recorrentes de seca no Nordeste. Nasceu assim, um programa que levou em conta experiências internacionais como as dos Estados Unidos (Centro Nacional de Mitigação da Seca – NMDC) e do México (Comissão Nacional de Águas – Conagua), elegendo três pilares de preparação para as secas: (1) monitoramento e previsão/alerta precoce; (2) avaliação de vulnerabilidade/resiliência e de impacto e (3) mitigação e planejamento e medidas de resposta.

O monitoramento e previsão/alerta precoce é a base dos demais elementos da preparação para a seca, e considera a identificação e acompanhamento de indicadores meteorológicos e hidrológicos (precipitação, temperatura, evapotranspiração, umidade do solo, nível de reservatórios, etc.) e o uso destes em uma análise integrada.

5. A RESPOSTA ÀS SECAS A PARTIR DO MONITORAMENTO.

A partir das séries históricas das variáveis meteorológicas observadas, é possível caracterizar a variabilidade climática de uma determinada região, sendo necessário no mínimo 30 (trinta) anos de informações (WMO) para variáveis como precipitação, temperatura, umidade, etc. É comum usar cálculos probabilísticos para classificar a série histórica de uma região em categorias (seco, normal ou chuvoso, por exemplo), e a partir do monitoramento diário determinar atualmente em que categoria se encontra. Com esta caracterização e através do monitoramento diário, é possível verificar se uma região de interesse está enfrentando eventos climáticos que venham causar danos econômicos ou sócias e desta maneira, desenvolver e planejar ações que venham mitigar seus danos.

Através do monitoramento meteorológico é possível ainda desenvolver diferentes indicadores de secas, que podem ser usados por instituições como produtos de apoio para o gerenciamento de ações e na tomada de decisões no combate as secas. Dente os indicadores de secas, podemos citar o Índice de Precipitação Padronizado (McKee, 1993), o Índice Padronizado de Precipitação-Evapotranspiração (Vicente-Serrano et al., 2010) e os Índices de Escoamento e Estiagem. Estes índices são baseados nas séries históricas e em observações diretas (pluviômetros e plataforma de coleta de dados) de variáveis como precipitação, temperatura, níveis de reservatórios e vazões. De acordo com Wilhite e Glantz (1985), as secas pode sem classificadas em 4 (quatro) categorias: seca meteorológica, seca agrícola, seca hidrológica e seca socioeconômica. Por não existir uma definição única de seca, é necessário usar diferentes indicadores que usem múltiplas variáveis meteorológicas para serem aplicados a setores específicos como agricultura e recursos hídricos. Esses índices são usados para diferentes escalas temporais, (curto, médio e longo prazo) e classificam em categorias a severidade ds seca para uma determinada região de interesse.

Os índices citados anteriormente podem ser usados por pesquisadores para investigar as secas históricas e desenvolver metodologias permanentes de combate as secas, ou por tomadores de decisão a fim de reagir aos impactos das secas de forma emergencial para reduzir o sofrimento das pessoas. Ações como abastecimento de água e o seguro safra, são exemplos de ações subsidiadas pelos governos em resposta aos impactos das secas.

6. PERSPECTIVAS FUTURAS PARA MELHORIA DO MONITORAMENTO DE EVENTOS CRÍTICOS.

Uma vasta rede de sistema de coleta de dados meteorológicos é essencial para o monitoramento de eventos críticos, as informações coletadas a partir de pluviômetros, plataforma de coleta de dados, radio sondagem, radares e satélites meteorológicos podem ser usadas para disparar alertas de perigo no caso de

enchentes e analisar períodos de estiagem de chuvas, este último com o objetivo de estimar a severidade de secas. Outra possibilidade do uso das informações de uma rede de monitoramento, é a aplicação desses dados em um esquema de assimilação de dados em modelos atmosféricos de mesoescala, para a previsão de tempo de curtíssimo prazo (até 3 horas), técnica também conhecida como *nowcasting*. A previsão por *nowcasting* permite identificar, por exemplo, a precipitação acumulada para uma determinada região nas próximas horas ou o deslocamento de um sistema convectivo, e dessa maneira, emitir alertas para áreas de riscos suscetíveis a deslizamentos de terra ou enchentes com algumas horas de antecedência a que evento ocorra. Os ganhos da previsão por *nowcasting* já foram discutidos e aplicados (Browning et al. 1982; Walton e Johnson, 1986; Einfalt et al. 1990). O monitoramento hidrometeorológico também é importante para compreendermos as causas e feitos das mudanças climáticas, assim como o quão rápido estas mudanças estão acontecendo. Com o aquecimento global, estima-se que eventos extremos, como secas, enchentes e ondas de calor, sejam cada vez mais frequentes, onde a sociedade e a economia terão profundos impactos.

A integração da rede de vários sensores de monitoramentos meteorológicos traz vários benefícios a sociedade, os ganhos sociais e econômicos são incalculáveis. As informações poderão ser usadas nas tomadas de decisões, intervenções mais objetivas podem ser feitas para evitar prejuízos humanos por conta da ocorrência de eventos extremos como enchentes ou secas. Espera-se que com os avanços tecnológicos, o monitoramento de variáveis fique cada vez mais detalhado para a maior parte do globo terrestre. Podemos citar, por exemplo, o advento dos satélites meteorológicos de alta resolução, onde alguns possuem resolução espacial na escala de metros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CGEE/Banco Mundial, 2016. Secas no Brasil – política e gestão proativas. 292 p.

Ferreira, A.G.; Mello, N.G.S., 2005. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. Revista Brasileira de Climatologia, v. 01, no. 01., p. 15-28. Disponível em: https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/25215/16909.

Rios, K.S., 2001. Campos de concentração no Ceará: isolamento e poder na seca de 1932.Museu do Ceará, 127 p.

WMO, 2003. GCOS-82. Second Report on the Adequacy of the Global Observing Systems for Climate in Support of the UNFCCC. WMO TD 1143.

BROWNING, K. A.; COLLIER, C. G.; LARKE, P. R.; et al. On the Forecasting of Frontal Rain Using a Weather Radar Network. **Monthly Weather Review**, v. 110, n. 6, p. 534–552, 1982. Disponível em: <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0493%281982%29110%3C0534%3AOTFOFR%3E2.0.

CO%3B2>. Acesso em: 17/12/2018.

EINFALT, T.; DENOEUX, T.; JACQUET, G. A radar rainfall forecasting method designed for hydrological purposes. **Journal of Hydrology**, v. 114, n. 3, p. 229–244, 1990. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169490900586>. .

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J.; OTHERS. The relationship of drought frequency and duration to time scales. Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology. **Anais...** . v. 17, p.179–183, 1993.

VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERIA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. **Journal of climate**, v. 23, n. 7, p. 1696–1718, 2010.

WALTON, M.; JOHNSON, E.; AHNERT, P.; HUDLOW, M. An improved precipitation projection procedure for the NEXRAD Flash-Flood Potential system. Preprints, 23rd Conf. Radar Meteorology. **Anais...** , 1986.

WILHITE, D. A.; GLANTZ, M. H. Understanding: the Drought Phenomenon: The Role of Definitions. **Water International**, v. 10, n. 3, p. 111–120, 1985. Routledge. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02508068508686328>..

CONSTRUÇÃO DE SISTEMA WEB PARA DISPNIBILIZAÇÃO DA BASE DE DADOS DOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO

Anderson Fernandes Pessoa
Francisco de Assis de Souza Filho
Daniel Camelo Cid
Victor Costa Porto
Artur Holanda Souza

1. INTRODUÇÃO

Uma das necessidades encontradas para a realização de estudos e simulação dos reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitano foi a construção de uma base de dados unificada vistos a sua obtenção por diferentes fontes.

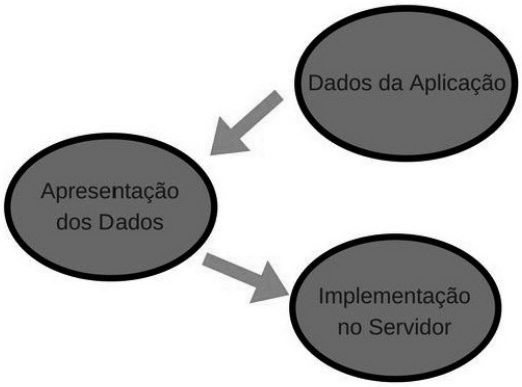
Com o intuito de disponibilizar esta base de dados para o público para que possa contribuir com o desenvolvimento de novos projetos e pesquisas, surgiu a proposta de desenvolvimento de um sistema web que pudesse concentrar os dados através de um banco, permitir o download destes dados pelo usuário e apresentar esses dados através de gráficos de fácil compreensão.

Para o gerenciamento do conteúdo foi utilizado o framework Django. Ele é escrito na linguagem python e usa o padrão model-template-view. Para o banco de dados, inicialmente foi utilizado o MySql e posteriormente os dados foram migrados para o PostGreSQL, devido ao servidor na nuvem.

2. METODOLOGIA DE DESENVOLVIMENTO

O desenvolvimento do sistema está divido em 3 etapas. A primeira parte é relacionada aos dados da aplicação, o que envolve tarefas como modelagem de dados, implementação de um banco de dados, entre outras atividades que serão detalhadas no tópico subsequente. A segunda etapa é relacionada a apresentação dos dados em uma página web, o que envolve um modelo de consulta de dados, criação dos gráficos, etc. Por último, temos a etapa de implementação do sistema em um servidor para que o site fique disponível para o acesso. A figura 2.1 apresenta o fluxo das etapas.

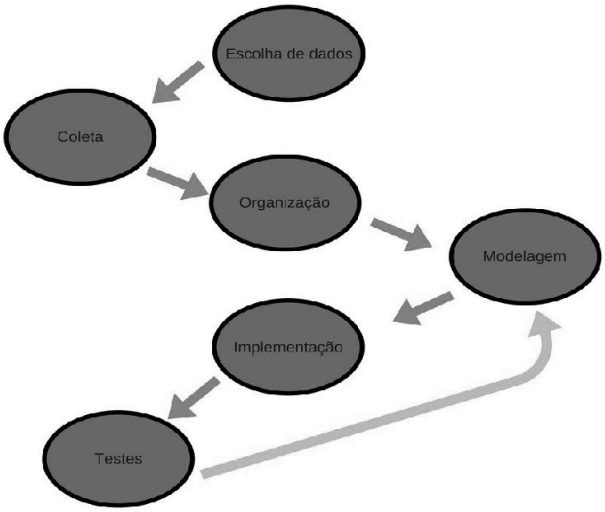
Figura 1 - Fluxo de etapas



3. DADOS

A primeira etapa do desenvolvimento é composta pelas seguintes atividades: escolha dos dados, coleta, organização lógica desses dados em planilhas, modelagem, implementação do banco de dados e testes de persistência. Caso algum erro seja descoberto durante os testes, é necessário voltar a etapa de modelagem para verificar se o erro foi inserido nessa etapa, caso contrário, a busca da falha continua na atividade seguinte que é a de implementação. A figura 3.1 apresenta o fluxo das atividades.

Figura 2 - Fluxo de atividades



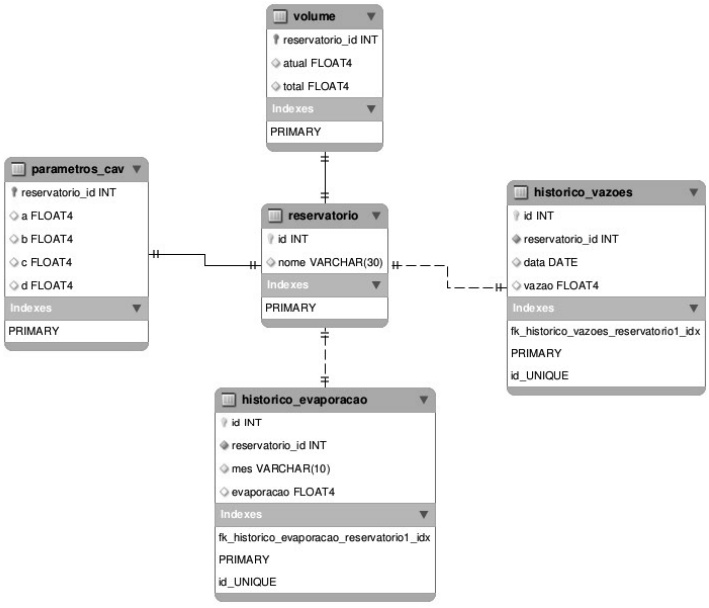
A tarefa inicial foi a coleta e organização dos dados dos reservatórios. Foram coletados dados de 131 reservatórios. Cada reservatório possui um id que é único e é utilizado pelos orgãos de gestão.

As vazões afluentes foram obtidas através do relatório de estudos de regionalização de vazões para as bacias dos reservatórios do Estado do Ceará, publicado por UFC/COGERH (2013). Neste relatório, as séries de vazões foram obtidas utilizando-se o modelo SMAP (Soil Moisture Accounting Procedure) mensal, ajustado a um modelo regional para estimar os parâmetros para as bacias dos reservatórios. Os dados compõem uma série mensal de vazões dos reservatórios, do período compreendido entre janeiro de 1912 e dezembro de 2012 e foram utilizados na operação do sistema de reservatórios.

As evaporações médias mensais dos reservatórios foram obtidas na base de dados das normais climatológicas do INMET (1992). Já as curvas de cota-área-volume e a capacidade máxima de cada um dos reservatórios foram obtidas junto à COGERH.

Após a organização, foi feita a modelagem de dados para posteriormente ser criado o banco de dados. A modelagem foi feita com base no modelo Entidade Relacionamento (ER). Esse modeo é uma maneira sistemática de descrever dados ou aspectos de informação de um domínio e definir um processo de negócio. Com a modelagem, foi criado um diagrama ER que apresenta informações de dados e relacionamentos. A figura 3.2 apresenta o diagrama.

Figura 3 - Diagrama ER



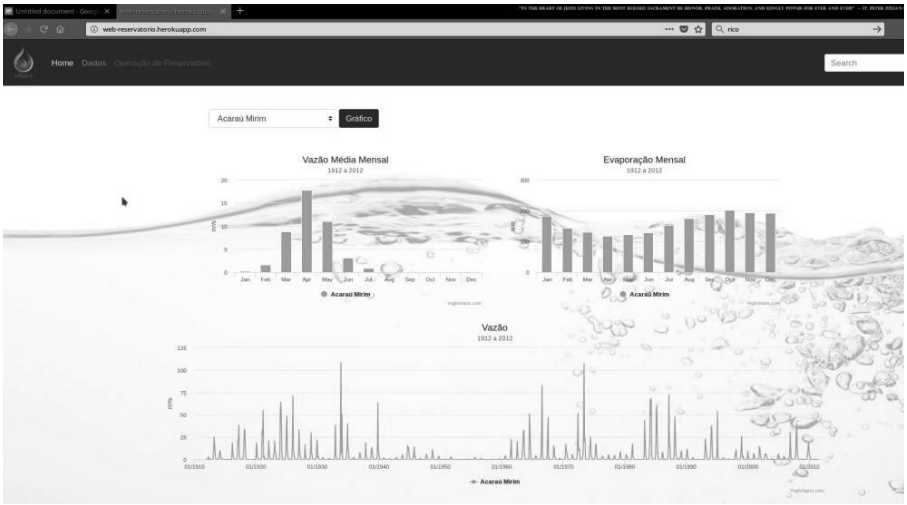
Ao fim da modelagem, foi criado o banco de dados no MySQL e os dados das planilhas foram importados para as respectivas tabelas do banco. Em seguida foram realizados testes para validar a relação entre as tabelas e se os dados foram importados para os campos corretamente. Com isso, chegou-se ao fim da primeira etapa com sucesso.

4. APRESENTAÇÃO DOS DADOS

Essa etapa consiste em criar páginas web para que um usuário possa interagir através de menus, botões, gráficos, etc. Para o layout das páginas foi utilizado o framework bootstrap, ele utiliza CSS, HTML e JS para criar páginas web responsivas. Para a exibição dos gráficos foi utilizado o Highcharts que é uma ferramenta para criar gráficos interativos. O Highcharts é gratuito para o uso não comercial.

A Figura 4.1 apresenta a página inicial do sistema. Nela, são apresentados 3 gráficos de um dado reservatório, previamente escolhido através de um botão que lista os reservatórios possíveis. Os gráficos apresentam dados de evaporação e vazão, sendo um a vazão média mensal e outro a vazão histórica ao longo dos anos.

Figura 4.1 - Página Inicial



A figura 4.2 apresenta a segunda página do sistema. Nela é onde o usuário pode fazer o download dos dados que foram previamente armazenados no banco de dados. Através de um botão, o usuário escolhe de qual reservatório deseja fazer o download de dados. Após escolher o reservatório, os dados são processados pelo servidor, cria-se um arquivo .csv que será baixado no computador do usuário.

Figura 4.2 - Segunda Página

As páginas foram feitas com o intuito de terem poucas informações, prezando pela simplicidade e efatizando somente as informações essenciais. Os usuários que testaram as páginas aprovaram o layout e suas funcionalidades. Com isso, a etapa de apresentação dos dados foi concluida com êxito.

5. IMPLEMENTAÇÃO NO SERVIDOR

O servidor escolhido para hospedar o sistema foi o Heroku. O Heroku é uma plataforma on-line onde desenvolvedores podem construir, hospedar e operar aplicações totalmente na nuvem (on-clound). Foi escolhido um plano gratuito para a hospedagem do sistema, pelo fato do plano atender a todos os requisitos de aplicação. O domínio onde o sistema foi hospedado é o http://web-reservatorio.herokuapp.com/.

6. CONCLUSÃO

O sistema foi desenvolvido com o intuito de apresentar dados de reservatórios e disponibilizá-los para download. Os dados foram apresentados através da ferramenta Highcharts, de uma maneira na qual o usuário pode selecionar qual reservatório deseja. O download dos dados é feito da mesma maneira, por seleção do reservatório. Os dados de download vêm em um arquivo no fomato .csv, que pode ser aberto em qualquer editor de texto. O sistema está on line e pode ser acessado a qualquer momento. Através do servidor Heroku foi possível atingir alta disponibilidade do sistema, 24h por dia, 7 dias na semana.

Este sistema de banco de dados desenvolvido será incluído como uma aba no site do Projeto Adapta (http://www.adapta.ufc.br/) de forma que o público tome conhecimento do projeto e tenha livre acesso aos dados por meio de um portal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

UFC/COGERH. **Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos.** Relatório 1.1.12. Convênio UFC/COGERH/FCPC. Fortaleza. 2013. 24p.

SISTEMA DE INFORMAÇÕES *RBIS SERVER*: PARAIBA DO SUL E CEARÁ

Amanda Vieira e Silva
Anderson Fernandes Pessoa

1. INTRODUÇÃO

Um banco de dados pode ser compreendido como uma coleção organizada de informações indexadas, que pode ser facilmente acessada, gerenciada e atualizada. A *gestão* deste banco de dados, por sua vez, corresponde ao conjunto de ações que possibilita realizar a compilação, consulta, alteração e eliminação destas informações, consideradas necessárias à instituição que gerencia o banco de dados, com o objetivo de registrá-las, mantê-las, e disponibilizá-las automaticamente, para fins que lhe sejam convenientes.

O Projeto intitulado *Gestão Adaptativa do Risco Climático de Seca como Estratégia de Redução dos Impactos da Mudança Climática* (ADAPTA) tinha dois objetivos principais: i) dimensionar a vulnerabilidade dos usos e usuários de água, atuais e futuros, perante o risco climático de seca; e ii) propor estratégias de gestão adaptativa, como mecanismo de aumentar sua resiliência no contexto de intensificação das variabilidades e mudanças do clima.

Além disso, o Projeto Adapta se dedicou ao desenvolvimento e aprimoramento de estratégias e metodologias que subsidiassem a elaboração e implementação de políticas públicas para a adaptação e resposta das sociedades às mudanças climáticas. Para tanto, os pesquisadores envolvidos se dedicaram ao estudo de duas bacias hidrográficas bastante distintas em termos físicos, socioeconômicos, políticos e institucionais:

a. Bacia do rio Jaguaribe (Sistema Jaguaribe-Metropolitano), localizada na região semiárida do Estado do Ceará, com forte vocação agrícola, e que, ao longo dos anos, tem enfrentado diversas secas de longa duração; e
b. Bacia do rio Paraíba do Sul, fortemente urbanizada e industrializada, compartilhada entre os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, e que vivenciou seca severa durante os anos de 2014 e 2015. As causas para este desastre foram a ocorrência de um período atípico de seca, o uso excessivo da água disponível e a falta de preparação para cenários de seca prolongada como este.

As duas bacias são altamente estratégicas por serem mananciais de abastecimento de regiões metropolitanas, e por outro lado, por possuírem instituições e experiências de gestão das águas consideradas como avançadas no contexto nacio-

nal, sendo ideais, portanto, para a transferência de competências práticos a outras bacias. Ambas possuem relevante complexidade física, política e institucional, oferecendo um ambiente excelente para aprendizagem, inovação, desenvolvimento científico e tecnológico. Com isso, o projeto Adapta pôde reunir e agregar conhecimentos ao tema da adaptação ao clima e ao aprimoramento da gestão de recursos hídricos em outras bacias ou regiões do Brasil.

Para alcançar os objetivos propostos, a metodologia do Adapta foi segmentada em sete etapas: (i) Gestão de dados e oferta de produtos de informação; (ii) Análise da Variabilidade do Clima e Caracterização de Secas; (iii) Balanço Hídrico e Modelagem Hidrológica; (iv) Alocação de Água (mecanismos e modelagem); (v) Plano Segurança Hídrica; (vi) Planejamento de Secas; e (vii) Gestão Adaptativa dos Recursos Hídricos.

1. BACIA DO RIO JAGUARIBE

Segundo classificação da Agência Nacional de Águas (ANA), o rio Jaguaribe pertence à Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental (ANA, 2018). A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe está situada quase completamente dentro dos limites do Estado do Ceará (Figura 1), compreendendo 17 microrregiões (total de 80 municípios cearenses), com uma pequena parcela estendendo-se ao sul, para o Estado de Pernambuco, ocupando parte dos municípios de Exu, Moreilândia e Serrita (IBGE, 1999).

A bacia do rio Jaguaribe se limita, ao norte, pelas bacias dos rios Acaraú e Curu, e pela bacia Metropolitana do Estado do Ceará. Ao sul, pelas bacias afluentes do rio São Francisco (Brígida, Terra Nova e Pajeú), a oeste, pela bacia do rio Parnaíba, e a leste, pelas bacias dos rios Apodi e Piranhas, bem como Oceano Atlântico (ANA, 2017). As cabeceiras de suas sub-bacias servem de limite entre o Ceará e os Estados de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte.

De acordo com ANA (2017), dentre os cursos d'água da bacia do rio Jaguaribe, destacam-se:

- *Rio Salgado*: nasce na Chapada do Araripe, na divisa entre os Estados de Pernambuco e Ceará, com o nome de riacho Batateira. Após percorrer cerca de 300 km em território cearense, desemboca no rio Jaguaribe, no Município de Icó;
- *Rio Banabuiú*: tem sua nascente no Município cearense de Pedra Branca, na Serra da Pipoca. Percorre pouco mais de 300 km até desembocar no rio Jaguaribe, no Município de Limoeiro do Norte; e
- *Rio Jaguaribe*: tem sua nascente localizada na Serra da Joaninha, em Tauá, Ceará. Percorre cerca de 600 km, cruzando o território cearense, para desaguar no Oceano Atlântico, entre os Municípios de Aracati e Fortim.

A área total da bacia é de aproximadamente 74.000 km², ocupando cerca de 51,9% da área total do Estado do Ceará, enquadrando-se entre as coordenadas de 4°30' e 7°45' de latitude sul, e 37°30' e 41°00' de longitude oeste. As principais rodovias de acesso à região são a BR-116 e BR-304 (federais), e a CE-040 (estadual).

Com uma extensão de cerca de 610 km, desde as nascentes (a sudoeste) até o litoral (a nordeste), o rio Jaguaribe e seus tributários percorrem uma região dominada, basicamente, pelas formações vegetais da Savana Estépica (Caatinga) e as de Tensão Ecológica do tipo contato Savana-Estepe, na região da Serra do Pereiro, e Estepe-Floresta Estacional, no setor extremo sul (IBGE, 1999).

O período crítico e com maior deficiência hídrica ocorre entre os meses de julho a novembro, com pequenas variações, para uma área onde as pluviosidades máximas e mínimas anuais estão entre 1.270 mm e 470 mm.

Segundo Silva *et al*. (2006), em termos de gerenciamento, todas as águas da bacia do Rio Jaguaribe são de interesse exclusivo do Estado do Ceará. Destarte, para implementar a gestão e a alocação de suas águas, a bacia do Rio Jaguaribe é oficialmente considerada como compreendendo cinco sub-bacias: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado.

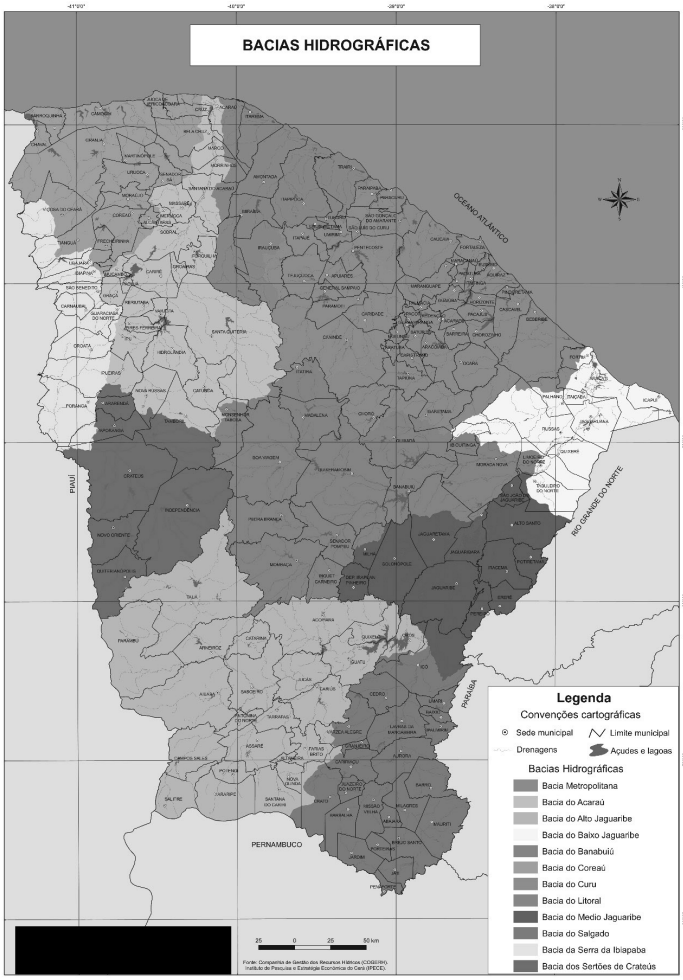
De acordo com IBGE (1999), a distribuição climática da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe indica quatro tipos climáticos: úmido, subúmido, semiárido e árido, além de três tipos de climas de transição: (a) úmido a subúmido; (b) subúmido a semiárido; e (c) semiárido a árido, sendo que 60% da área da bacia é abrangida pelo clima semiárido, que ocorre no sentido NE-SO, desde as proximidades do litoral até o extremo sudoeste.

A região de maior destaque e importância climática na bacia do Jaguaribe é o *front* da Chapada do Araripe, onde ocorre o clima úmido, podendo-se também citar a Serra do Pereiro. O clima úmido é dominante na região do Município de Caririaçu (CE), onde observa-se um índice de pluviosidade em torno de 1.200 mm anuais, deficiência hídrica de 320 mm (cinco meses de déficit hídrico), e excedente hídrico de 400 mm anuais (três meses de excedente hídrico). A temperatura média anual é de 23ºC.

A zona de transição climática úmida para subúmida, na região do Araripe, apresenta uma deficiência hídrica de 450 mm anuais, excedente hídrico de 200 mm anuais, temperatura média anual de 25°C, e uma pluviometria média anual de 1.000 a 1.100 mm.

Na região climática subúmida, verifica-se uma pluviometria média anual de 900 a 1.000 mm, temperatura média anual entre 25°C e 26°C, excedente hídrico de 100 a 200 mm anuais, com dois meses de excedente hídrico, deficiência hídrica de 500 a 600 mm anuais, e sete meses de déficit hídrico.

Figura 1 – Bacias hidrográficas do Estado do Ceará.



Fonte: COGERH, IPECE.

A zona de transição climática subúmido a semiárido ocorre em duas regiões distintas: no topo da Chapada do Araripe, em uma faixa estreita no sentido NE-SO, onde estão as localidades de Catarina, Piquet Carneiro e Milhã, e ao sul do açude de Orós, estendendo-se tanto para SE como para SO.

As temperaturas médias anuais são de 24°C a 26°C no topo da Chapada do Araripe, com pluviometria média anual de 800 a 900 mm, excedente hídrico de 0 a 50 mm anuais (correspondendo a um a dois meses de excedente), deficiência hídrica de 600 mm a 700 mm anuais, com sete a oito meses com déficit.

O clima semiárido na bacia do Jaguaribe apresenta pluviosidade média anual de 700 mm a 800 mm, temperatura média anual entre 26°C e 27°C, de-

ficiência hídrica de 700 a 800 mm anuais (oito a nove meses com déficit), sem excedente hídrico anual.

A transição climática semiárido a árido ocorre em uma pequena faixa ao sul da bacia, com temperaturas médias anuais em torno dos 24°C, com pluviometria média anual de 600 mm a 700 mm, deficiência hídrica em torno de 800 mm anuais (oito a nove meses de déficit), não havendo excedente nesta zona climática.

O clima árido apresenta índice pluviométrico de 500 mm a 600 mm anuais, deficiência hídrica superior a 900 mm anuais (dez a onze meses de déficit), sem excedente hídrico, e com temperatura média anual em torno de 27°C[9].

Os solos da região da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe são geralmente pouco profundos, pedregosos, com fertilidade média a alta. As principais ocorrências são de Podzólicos Vermelho-Amarelos eutróficos, Solos Litólicos eutróficos, Planossolos Solódicos e Bruno Não-Cálcicos.

Ainda segundo IBGE (1999), a bacia do Jaguaribe possui baixa perspectiva em reserva de águas subterrâneas, pois a quase totalidade de sua área situa-se em rochas cristalinas, muitas vezes, afloradas, de baixo potencial hídrico. A exceção são os aquíferos da Chapada do Araripe, que formam sistemas livres, com potencial hídrico relativamente alto. A rede de drenagem apresenta nítido controle estrutural, com cursos retilinizados, mudanças de cursos marcantes, devido à influência de fraturamentos e falhamentos.

2. RIVER BASIN INFORMATION SYSTEM (RBIS)

Mesmo com os diversos *softwares* e aparato tecnológico disponíveis atualmente, pesquisadores na área de Recursos Hídricos ainda têm enfrentado desafios para encontrar, acessar, armazenar, descrever, processar e divulgar dados referentes às regiões hidrográficas de sua atuação, bem como aos eventuais resultados de projetos nos quais estejam envolvidos. Mais especialmente, encontram dificuldades para conseguir integrar a contento todas as informações de que dispõem, já que ferramentas com esta habilidade integrativa ainda são relativamente escassas (Zander e Kralisch, 2016).

A fim de preencher esta lacuna, pesquisadores do Departamento de Geografia – Ciência da Informação Geográfica, da Universidade Friedrich Schiller em Jena, Alemanha[10], desenvolveram um sistema de informação on-line chamado River Basin Information System (RBIS), uma espécie de aplicativo para o gerenciamento de geodados, com foco em metadados (Kralisch e Zander, 2010).

Atualmente, o RBIS já foi aplicado a mais de 35 projetos de pesquisa de

9 Todas as informações citadas com respeito à distribuição climática da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe são de IBGE (1999).

10 *Department of Geography - Geographic Information Science at the Friedrich Schiller University of Jena*, *Germany*, que ainda é conhecido por sua denomonação mais antiga, *Department of Geoinformatics, Hydrology and Modelling* (DGHM).

diferentes escopos e amplitudes, localizados na América do Sul, África, Europa, Austrália e Ásia (Zander e Kralisch, 2016).

O RBIS foi projetado para servir a pesquisadores e tomadores de decisão no gerenciamento de dados ambientais de diferentes áreas do conhecimento, com e sem contexto espacial, com foco na gestão de metadados (dados a respeito de outros dados) e de dados em diferentes formatos, como por exemplo, dados espaciais, séries temporais e dados de processamento.

Para Zander *et al*. (2014), a fim de fornecer informações significativas e confiáveis a tomadores de decisão e pesquisadores, o conhecimento reunido e demais dados relevantes para a região de estudo (como dados de séries temporais ou geodados) devem ser gerenciados, visualizados, processados, apresentados e compartilhados em um local que seja de comum acesso a todos os interessados.

Estes mesmos autores sugerem que os dados necessários às eventuais modelagens de problemas e cenários na região de estudo devam ser acessados pelos modeladores, e os resultados, então, compartilhados, gerenciados e transformados em informações úteis e compreensíveis para todas as partes interessadas (*stakeholders*), bem como para tomadores de decisão.

A base de dados do RBIS é coletiva e facilmente acessível a todos os pesquisadores e membros de um determinado projeto (assim como a outros *stakeholders*), evitando que cada um deles tenha que refazer tarefas que outros já tenham feito, o que inclui não apenas o trabalho de aquisição de dados, mas também seu pré-processamento, ao reunir dados em diferentes extensões e processá-los para um formato único (Zander *et al*., 2013).

Os dados no RBIS não são limitados pelo conteúdo, localização espacial ou campo especial de pesquisa, sendo agrupados principalmente pelo tipo – dados de séries temporais, geodados (nos formatos vetorial e *raster*), dados espaciais, mapas, documentos, modelos de simulação etc. Os módulos do RBIS apresentam os benefícios do gerenciamento integrado de dados, como base comum para um fluxo de trabalho mais holístico no planejamento (Zander *et al*., 2011).

O uso atual do RBIS é principalmente relacionado aos dados necessários a (ou produzidos para) avaliações de impacto climático dos campos das ciências naturais, tais como dados socioeconômicos, de séries temporais hidrometeorológicas, de tipo e uso do solo, vegetação, geologia etc., com foco especial no gerenciamento de dados de séries temporais hidrometeorológicas, visto serem estas necessárias à modelagem hidrológica.

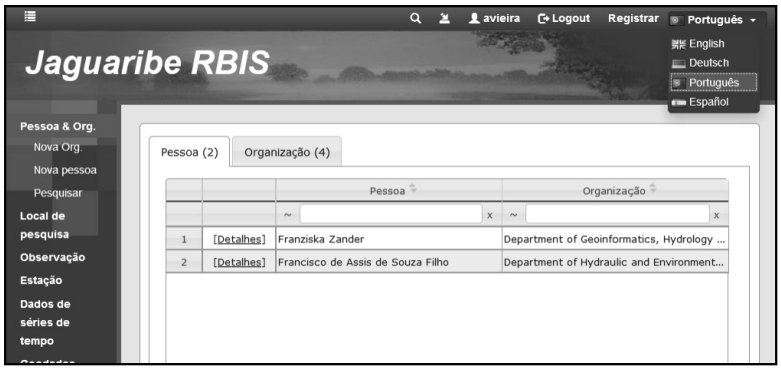
Além do gerenciamento e armazenamento de dados, o RBIS oferece funções de visualização, vinculação, análise e processamento de certos tipos de dados (como as séries temporais), bem como a descoberta e disseminação de resultados de pesquisas, e o compartilhamento de informações com *stakeholders* locais de forma padronizada (Zander e Kralisch, 2016). Neste sentido, a permissão de acesso e a abertura ao público em geral dos dados coletados e gerados por projetos

de pesquisa têm cada vez mais sido requeridas pelas agências de financiamento de projetos (Corti *et al.*, 2014 *apud* Zander e Kralisch, 2016).

A fim de facilitar o uso da plataforma por usuários do mundo todo, o RBIS oferece suporte em Inglês, Alemão, Português e Espanhol, para a maioria dos campos do sistema. No caso do RBIS Jaguaribe, os dados foram disponibilizados na plataforma em Português, com tradução para o Inglês (e vice-versa), para facilitar o acesso das informações a não-falantes do Português.

A Figura 2 mostra o leiaute típico para todas as páginas da plataforma RBIS. O canto superior direito mostra o menu *drop-down* de idiomas disponíveis, e o menu à esquerda, os tipos de dados disponíveis na plataforma para o usuário visitante[11].

Figura 2 – Leiaute típico para todas as páginas da plataforma RBIS Jaguaribe, com as opções possíveis de seleção do idioma.



Fonte: RBIS Jaguaribe.

O foco do RBIS é em metadados (isto é: "dados sobre dados"), para permitir a visualização, o processamento e o gerenciamento dos dados relacionados às estações que ali estão disponíveis, informando ao usuário sobre sua existência na plataforma.

Para visualizar, qualquer interessado pode fazer *login*. No entanto, para criar, manipular ou apagar dados, uma conta de usuário é exigida, sendo esta concedida mediante solicitação formal e autorização dos administradores da plataforma, o que pode ser feito via formulário próprio, disponível na página inicial de acesso ao RBIS Jaguaribe[12].

Durante os trabalhos de carregamento de informações sobre a Bacia do Rio Jaguaribe no RBIS, primariamente, foram definidos os campos relativos à Pessoa

11 Um manual sobre o RBIS está disponível em: <http://www.geoinf.uni-jena.de/rbis/RBIS_manual_en.pdf>.

12 Esta solicitação pode ser feita no endereço eletrônico: <http://rbis.itt.fh-koeln.de/JaguaribeRBIS/metadata/register. php>.

& Organização. No campo Pessoa, a pesquisadora Franziska Zander, uma das administradoras da plataforma, estava cadastrada por *default*. O Professor Dr. Francisco de Assis de Souza Filho, coordenador geral do Projeto Adapta, também foi cadastrado.

No campo Organização, além do Departamento de Geografia da Universidade Friederich-Schiller e a Organização Mundial de Meteorologia (WMO), cadastrados previamente pelos administradores do RBIS (*default* do sistema), foram cadastrados: (a) o Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará; (b) o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET); (c) Agência Nacional de Águas (ANA); e (d) Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), já que os dados meteorológicos e os geodados enviados e armazenados no RBIS foram cedidos por estas instituições.

O passo seguinte consistiu em definir o local de pesquisa (a bacia de estudo), o que foi feito a partir do *upload* para o RBIS de um arquivo do tipo *shapefile* enquadrando os limites da bacia do Rio Jaguaribe, nomeadamente as sub-bacias do Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe e Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado.

O procedimento de carregamento de dados para o RBIS é relativamente simples, sendo a plataforma bastante intuitiva e de fácil utilização. Após o preenchimento da página com os metadados, o sistema permite que seja feito o *upload* do respectivo arquivo em uma segunda aba (intitulada "Arquivo"), localizada na parte superior da tela. Quando acessada, esta solicita que o arquivo correto seja selecionado e carregado.

No cadastro dos Geodados para o RBIS Jaguaribe, os temas foram reunidos em cinco grupos:

a. Água e Meio Ambiente – adequado para receber cadastro de informações sobre redes fluviais, reservatórios, e corpos d'água, e outras informações de cunho ambiental;

b. *Uso do Solo e Ecologia* – para informações sobre topografia, geologia, biodiversidade, tipo, uso e cobertura do solo;

c. *Limites* – informações sobre limites administrativos de fronteira, limites de bacias hidrográficas e localização de unidades administrativas;

d. *Estações de Monitoramento* – informações sobre estações meteorológicas e hidrológicas, poços de monitoramento de água subterrânea, postos de monitoramento ambiental, dentre outros relacionados ao tema; e

e. *Infraestrutura* – malhas rodoviária e ferroviária, de irrigação, dentre outros.

A Tabela 1 apresenta a lista com todos os 33 temas relacionados a Geodados cadastrados e disponibilizados no RBIS Jaguaribe, de acordo com cada grupo anteriormente citado.

Tabela 1 – Temas dos Geodados disponibilizados no RBIS Jaguaribe, de acordo com o Grupo.

Infraestrutura	Abastecimento e Saneamento	Dados sobre a Rede de Abastecimento e Saneamento do Estado do Ceará
	Base Cartográfica e Infraestrutura Hídrica	Dados da Base Cartográfica e da Infraestrutura Hídrica do Estado do Ceará
	Energia e Comunicação	Dados relacionados à Energia e Comunicação, incluindo: localização de usinas hidrelétricas, térmicas, torres de Telecom, dentre outros.
	Localidades	Dados relativos a localidades, incluindo: aglomerados rurais isolados, área edificada, localização de sedes, habitações indígenas e vilas
	Reservatórios	Reservatórios na região Nordeste do Brasil
	Cinturão Digital	Dados sobre o Cinturão Digital do Ceará, projeto do Governo do Estado, cuja proposta é ampliar o serviço de Internet banda larga para o interior, ofertando acesso a preço reduzido, em busca da universalização digital com sustentabilidade financeira
	Rodovias (DNIT)	Dados sobre rodovias, de acordo com o Departamento Nacional de Infraestruturas de Transportes (DNIT)
	Malha Viária	Dados relativos à malha viária no Brasil
	Estradas	Dados relacionados a estradas, incluindo caminhos, estradas pavimentadas e não-pavimentadas no Brasil
	Infraestrutura Brasileira (CPRM, 2007)	Infraestrutura no Brasil, incluindo: limites estaduais, capitais estaduais, municípios, segundo o CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais)
	Adutoras de Água Bruta	Levantamento de adutoras de água bruta do Estado do Ceará
	Canal do trabalhador	Dados sobre o Canal do trabalhador, no Estado do Ceará

Grupo	Tema	Descrição
Infraestrutura	Canal da Integração	Dados do Canal da integração, incluindo: Açudes Castanhão e Curral Velho, Seções 1, 2, 3 e 4 do Canal da Integração, Seções das adutoras, e Localização dos escritórios de apoio à obra
	Ferrovias	Dados relacionados às rodovias no Brasil, de acordo com o CPRM
Limites	Municípios no Estado do Ceará	Limites dos municípios no Estado do Ceará, de acordo com a divisão política oficial, incluindo cartas topográficas e localização das sedes municipais
	Sedes Distritais	Sedes Distritais no Estado do Ceará, incluindo cartas topográficas
	Limites	Limites (fronteiras), incluindo: Linha de costa, Limites distritais, Limites interestaduais e Limites municipais, contendo cartas topográficas
	Bacias Hidrográficas	Bacias Hidrográficas no Ceará, segundo a COGERH (Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará)
	Sub-bacias	Limites das sub-bacias do Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado
	Localidades	Localidades do Estado do Ceará
	Altimetria no Ceará	Dados relativos à altimetria no Estado do Ceará, com curvas de nível (mestres e intermediárias) e os pontos cotados, contendo cartas topográficas
	Limites distritais	Limites geográficos dos distritos no Estado do Ceará
Uso do solo e Ecologia	Estrutura Econômica	Dados relacionados à estrutura econômica, incluindo: áreas de pecuária, extração vegetal, extração mineral, pesca, e edificações industriais
	Hidrografia (Fonte: ANA)	Dados relativos à Hidrografia, incluindo: quebra-mares, barragens, seções de drenagem, planícies de inundação, ilhas, estuários marinhos, recifes, bancos de areia, sumidouros/vertedouros, massas de água, quedas d'água
Água e Meio Ambiente	Bacias Hidrográficas	Dados relacionados a bacias hidrográficas no Brasil
	Regiões Hidrográficas	Regiões Hidrográficas Brasileiras
	Hidrografia (Fonte: COGERH)	Dados relacionados à Hidrografia, incluindo: alagados, corpos d'água, rios de margem dupla e rios de margem simples, contendo cartas topográficas

Grupo	Tema	Descrição
Água e Meio Ambiente	Hidrografia (Fonte: SUDENE)	Hidrografia das onze bacias hidrográficas localizadas no Estado do Ceará, de acordo com a SUDENE (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste): Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, Metropolitana, Salgado, Litoral (Costa), Banabuiú, Coreaú, Curu, Acaraú e Parnaíba. Arquivos incluem: açudes, rios, lagos e lagoas, leitos perenizados, e eixos de integração na área de cada bacia
	Barragens monitoradas pela COGERH	Barragens monitoradas pela COGERH
	Leitos Perenizados	Leitos perenizados, com arquivos incluindo um levantamento dos leitos perenizados e dos leitos propostos
	Declividade	Dados relativos à declividade e permeabilidade da Bacia do Rio Jaguaribe
	Curvas de Nível	Curvas de Nível de 100 m e 50 m, na área do Estado do Ceará
	Drenagem Unifilar e Bifilar no Brasil	Regiões com padrões de drenagem unifilar e bifilar no Brasil

Fonte: Elaborado pela Autora.

Alguns dos grupos mencionados na Tabela 1 se compunham de arquivos cujo escopo ultrapassava os limites geográficos da bacia do Jaguaribe. Estas bases de dados foram cedidas por instituições como COGERH, ANA, DNIT, CPRM e SUDENE, e foram disponibilizadas no RBIS Jaguaribe mesmo extrapolando as fronteiras da bacia em estudo, com o intuito tanto de manter cópias de segurança dos mesmos quanto de garantir amplo acesso a pesquisadores interessados. Na página inicial de Geodados, o sistema apresenta a lista dos 33 temas disponíveis para consulta.

Em relação aos dados provenientes de Estações ou Postos de Coleta de Dados, procedimento semelhante ao descrito anteriormente foi utilizado para o *upload* de dados referentes aos postos da região da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe.

Os pesquisadores do Projeto Adapta dispunham de extensa base de dados, compreendendo informações de postos de todo o país. No entanto, em virtude de o número total de estações disponíveis para serem enviadas ao RBIS ser consideravelmente grande (806 estações), no caso dos dados meteorológicos, inicialmente apenas as estações localizadas na região da bacia do Rio Jaguaribe (9 estações) foram cadastradas e seus respectivos dados, então, ali disponibilizados.

A posteriori, foram cadastradas as demais estações de coleta de dados localizadas no Estado do Ceará, totalizando, assim, 26 postos. A lista com todas as estações e seus dados gerais de identificação, pode ser visualizada na Tabela 2, a seguir.

Tabela 2 – Lista com os dados gerais de identificação das estações cujos metadados foram disponibilizados no RBIS Jaguaribe.

82777	116	C	Campos Sales	CE	-40,38	-7,00	584
82583	146	C	Crateús	CE	-40,66	-5,16	297
-	159	C	Acaraú	CE	-40,14	-2,88	67
82487	168	C	Guaramiranga	CE	-39,00	-4,28333	871
82683	201	C	Tauá	CE	-40,41	-6,00	399
82586	214	C	Quixeramobim	CE	-39,28	-5,16	80
82397	225	C	Fortaleza	CE	-38,5333	-3,7666	26
82392	275	C	Sobral	CE	-40,33	-3,73	110
82588	317	C	Morada Nova	CE	-38,36	-5,11	44
82686	353	C	Iguatu	CE	-39,29	-6,36	218
82784	356	C	Barbalha	CE	-39,3	-7,316667	409
82493	369	C	Jaguaruana	CE	-37,76	-4,78	12
81755	394	A	Acaraú	CE	-40,087288	-3,121067	67
81911	442	A	Barbalha	CE	-39,270556	-7,300556	409
81909	487	A	Campos Sales	CE	-40,363056	-7,078056	578
81830	532	A	Crateús	CE	-40,67	-5,186636	298
81758	572	A	Fortaleza	CE	-38,537792	-3,815701	30
81797	590	A	Guaramiranga	CE	-38,930833	-4,261111	866
81873	605	A	Iguatu	CE	-39,270278	-6,396667	222
81756	624	A	Itapipoca	CE	-39,588715	-3,484198	104
81833	639	A	Jaguaribe	CE	-38,627778	-5,905278	149
81798	640	A	Jaguaruana	CE	-37,777189	-4,853511	17
81832	695	A	Morada Nova	CE	-38,356389	-5,136389	45
81831	782	A	Quixeramobim	CE	-39,289393	-5,174568	221
81754	859	A	Sobral	CE	-40,34572	-3,748177	92
81872	868	A	Tauá	CE	-40,281321	-6,017474	411

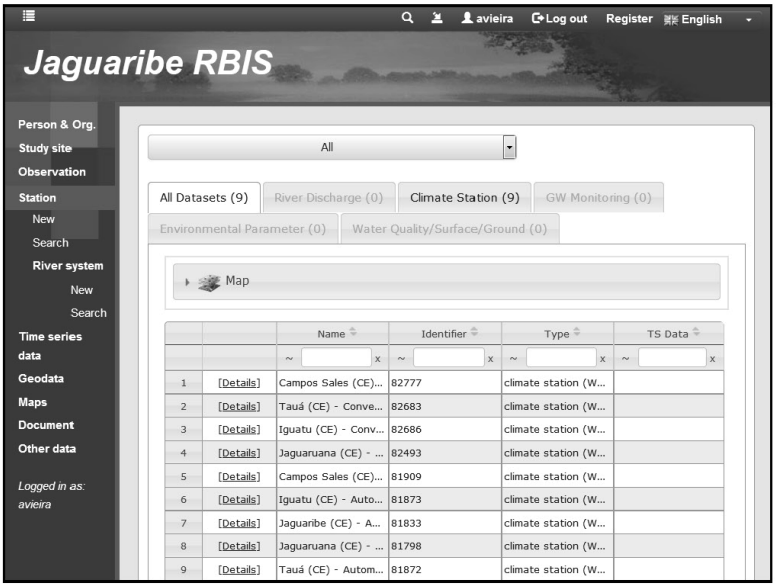
Fonte: Elaborado pela Autora.

Legenda: C = estação convencional; A = estação automática. UF = Unidade Federativa. CE = Estado do Ceará. WMO = *World Meteorology Organization* (Organização Mundial de Meteorologia).

A Figura 3 mostra a página do RBIS Jaguaribe com parte das estações ca-

dastradas, conforme disponibilizadas na referida plataforma.

Figura 3 – Página mostrando parte das estações meteorológicas cadastradas no RBIS Jaguaribe.



Fonte: RBIS Jaguaribe.

No RBIS, as estações são descritas por informações como: nome, tipo (convencional ou automática), coordenadas UTM (longitude/latitude), identificador (código WMO/OMM), instituição responsável pelas mesmas, data de início de operação, situação atual de operação, dentre outros.

As informações disponibilizadas na plataforma RBIS Jaguaribe para os 26 postos ali cadastrados dizem respeito a dados de:

a. Precipitação mensal de estações automáticas e convencionais do INMET;
b. Precipitação diária de estações automáticas e convencionais do INMET;
c. Temperatura máxima diária de estações automáticas e convencionais do INMET;
d. Temperatura máxima mensal de estações automáticas e convencionais do INMET;
e. Temperatura média diária de estações automáticas e convencionais do INMET;
f. Temperatura média mensal de estações automáticas e convencionais

do INMET;

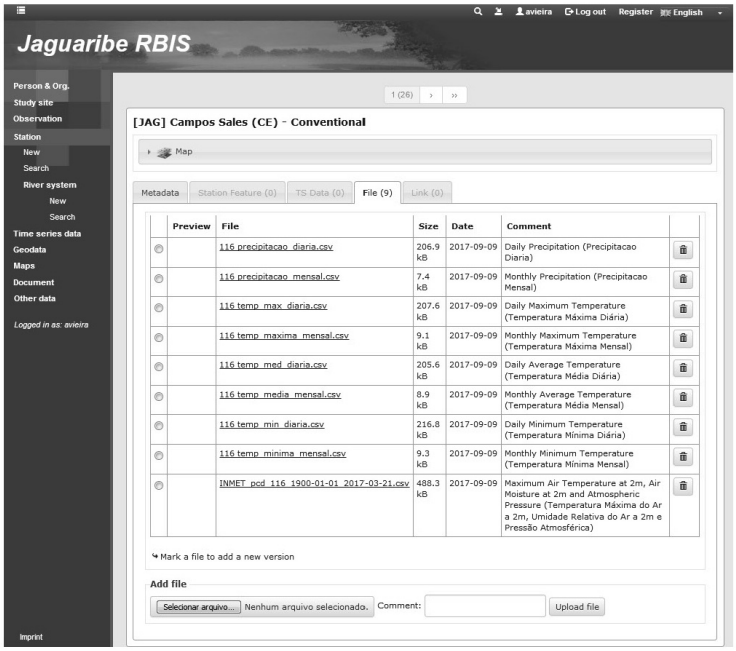
g. Temperatura mínima diária de estações automáticas e convencionais do INMET;

h. Temperatura mínima mensal de estações automáticas e convencionais do INMET; e

i. Temperatura máxima do ar a 2m, umidade relativa do ar a 2m, e de pressão atmosférica de estações de propriedade da ANA, CEMADEN[13] e INMET.

A Figura 4 ilustra a página do RBIS com os dados de uma das estações cadastradas, a estação convencional de Campos Sales, de propriedade do INMET. As demais estações, tiveram dados semelhantes armazenados na plataforma.

Figura 4 – Aspecto final da página do RBIS com os dados cadastrados para a estação meteorológica convencional Campos Sales, de propriedade do INMET.



Fonte: RBIS Jaguaribe.

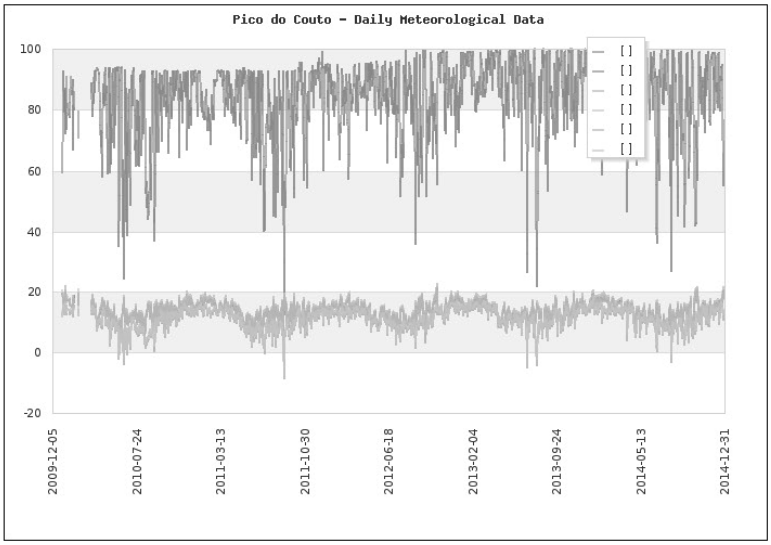
Alguns arquivos das séries temporais podem ser eventualmente alterados, devido a erros detectados posteriormente ao cadastro inicial. No futuro, se outros tipos de dados ou metadados forem obtidos pela equipe de pesquisadores do Projeto Adapta, estes poderão ser agregados ao conjunto de dados já incluídos no

13 Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais.

RBIS Jaguaribe.

Convém ressaltar também aqui que, uma vez que os dados de uma estação estão disponíveis no RBIS, o pesquisador visitante tem a opção de visualizá-los na forma de imagem ou diagrama interativo (conforme mostra a Figura 5), além de ser possível fazer o *download* da base de dados, de acordo com a conveniência e necessidade do visitante. A plataforma permite esta visualização gráfica dos dados ali salvos tanto para visitantes registrados como convidados.

Figura 5 – Exemplo de diagrama interativo para dados meteorológicos na plataforma RBIS.



Fonte: RBIS Jaguaribe.

Em relação às falhas nos dados, o RBIS possui uma ferramenta de preenchimento de dados baseada em uma regra previamente definida. Os valores de dados faltantes preenchidos através das funções de interpolação implementadas na plataforma (como, por exemplo, interpolação linear) são armazenados em arquivos separados em relação aos dados originais (com falhas).

No caso do RBIS Jaguaribe, os dados carregados já foram enviados para a plataforma com os valores faltantes já preenchidos (com um valor *default*, a depender do tipo de dado), não sendo, no entanto, imperativo o uso destas funções acima mencionadas.

Outra característica do armazenamento de séries de dados e metadados no RBIS que merece ser mencionada é que também é possível realizar o cadastro de postos (estações) virtuais, caso os dados inseridos estejam sendo submetidos a simulações computacionais para diferentes cenários. O propósito do RBIS não é apenas o armazenamento e coleção de séries de dados de um determinado

projeto, mas adicionalmente, de fornecer dados para análises fora da plataforma (modelagem e simulação), através das funções de exportação das informações requeridas (Kralisch e Zander, 2010).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As experiências em vários projetos de pesquisa mostraram que o provisionamento de valores agregados através do uso de sistemas centralizados de gerenciamento de dados como o RBIS é a melhor opção para convencer os proprietários de dados a compartilharem seus dados e metadados (Zander *et al*., 2013). Os dados apresentados ilustram que o RBIS é, de fato, uma plataforma extremamente apropriada para atender às demandas de gerenciamento de dados, de modo colaborativo e integrado.

O objetivo de seus idealizadores é divulgar a existência e aumentar mais e mais a aceitação do RBIS entre pesquisadores e outros *stakeholders* da gestão de Recursos Hídricos, a nível de Brasil e mundo, dando a eles a oportunidade de usufruírem de todas as informações ali reunidas e disponibilizadas no processo decisório em relação a suas bacias de atuação.

No caso específico do Projeto Adapta, foi possível ajuntar no RBIS Jaguaribe diversos tipos de informações, de variadas fontes, reunindo-as para atender às necessidades dos objetivos e metas do Adapta, e para torná-las disponíveis para pesquisadores e interessados na gestão de Recursos Hídricos no Brasil, mas, de modo mais específico, na bacia do rio Jaguaribe.

Convém ressaltar que a outra bacia de estudo do Projeto Adapta, a do rio Paraíba do Sul, também tem seus dados similarmente disponibilizados na referida plataforma, no intuito comum de torná-los disponíveis para todos os interessados.

A expectativa é de que a gestão da base de dados de ambas as bacias trará por resultado principal integração mais marcante entre instituições e pesquisadores envolvidos com a gestão das águas no Brasil, à medida que permitirá encontrar, em um único local, grande e valiosa diversidade de dados relativos às duas bacias de estudo do Projeto Adapta, evitando que os mesmos tenham que se dirigir a diversos ambientes (sejam virtuais ou físicos), para obter, reunir e tratar os dados de que necessitam, poupando-lhes tempo e recursos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Reservatórios do Semiárido Brasileiro: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo C**. Agência Nacional de Águas, Brasília: ANA, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Portal Hidroweb**. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), versão 2.0.0.0

(2018). Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/ publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 11 out. 2018.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe**. Luiz Carlos Soares Gatto (Supervisor). Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial. Diretoria de Geociências, 1ª Divisão de Geociências do Nordeste - DIGEO 1/NE.1. Salvador, 1999.

KRALISCH, S.; ZANDER, F.. **Environmental Data Management with the River Basin Information System (RBIS)**. *In*: Constanze Curdt and Georg Bareth (eds.) (2010): Proceedings of the Data Management Workshop, 29.-30.10.2009. Cologne, 2010, p.83-91.

SANTANA, E. W. **Caderno regional da sub-bacia do Alto Jaguaribe**. Fortaleza: INESP, 2009.

SILVA, U. P. A.; COSTA, A. M.; LIMA, G. P. B.; LIMA, B. P.. **A Experiência da Alocação Negociada de Água nos Vales do Jaguaribe e Banabuiú**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gravatá, 2006.

ZANDER, F; KRALISCH, S.. **River Basin Information System: Open Environmental Data Management for Research and Decision Making**. International Journal of Geo-Information, 2016, 5, 123. doi:10.3390/ijgi5070123.

Zander, F.; Kralischa, S.; Flügel, W.-A.. **Data and information management for integrated research – requirements, experiences and solutions**. 20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia, Dec. 2013.

ZANDER, Franziska; KRETSCHMER, Nicole; NAUDITT, Alexandra; ASTUDILLO, Orlando; ORREGO, Cristian; GODOY, Rosa; ALVAREZ, Pablo. **Centro-Norte-Chile River Basin Information System (RBIS)**. Presentation at the Expert Symposium 'Coping with Droughts'. Santiago: Nov. 2014.

ZANDER, F; KRALISCH, S.; BUSCH, C.; FLÜGEL, W.A. **RBIS - An Environmental Information System for Integrated Landscape Management**. 9th International Symposium on Environmental Software Systems (ISESS), Jun 2011, Brno, Czech Republic. Springer, IFIP Advances in Information and Communication Technology, AICT-359, p.349-356, 2011.

ANÁLISE SEMI-AUTOMÁTICA DA CONSISTÊNCIA DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS – ESTUDO DE CASO DO ALTO JAGUARIBE

Renan Vieira Rocha
Francisco de Assis de Souza Filho
Ályson Brayner Sousa Estácio
Victor Costa Porto

1. INTRODUÇÃO

O planejamento de longo prazo de recursos hídricos necessita de informações confiáveis acerca da oferta hídrica, de forma a determinar ações para suprir eventuais deficits entre a oferta esperada e a demanda projetada nos possíveis cenários futuros. A estimação da oferta se torna um problema complexo no atual cenário de mudanças climáticas e em uma época geológica caracterizada por alguns autores como Antropoceno, onde a civilização contemporânea consegue modificar o meio ambiente em escala global e alterar inclusive o clico hidrológico continental, não podendo mais ser considerado como sendo controlado apenas por processos do sistema terrestre (MEYBECK, 2003, STEFFEN et al., 2011).

Deriva dessa complexidade a necessidade de estudos a altura, que consigam efetivamente caracterizar épocas anteriores e, a partir do conhecimento de eventos passados, atestar eventuais mudanças atuais e projetar os cenários futuros. Uma das principais incertezas acerca do futuro é o comportamento das precipitações, uma variável chave para compreensão da oferta hídrica. A existência de tendências de acréscimo ou decréscimo nessa variável bem como mudanças no padrão de ocorrência de períodos de escassez, irão impactar significativamente nas vazões dos rios e na capacidade de suprir as demandas.

A disponibilidade temporal e espacial de dados dessa variável determina a capacidade de caracterizar o comportamento da mesma em uma região. Estudos recentes apontam para uma boa disponibilidade espaço-temporal de dados para a região Nordeste, especialmente para o estado do Ceará com dados a partir de 1912. No entanto, assim como no restante do País, observa-se uma ausência de dados consistidos para períodos mais atuais (2008-2017). A ciência de que a qualidade dos dados disponíveis afeta a confiabilidade dos estudos hidrológicos impõe que a utilização de dados brutos deve ser acompanhada de uma análise de sua consistência. Para essa finalidade, o traçado e análise de curvas de dupla massa é um método clássico consagrado e amplamente utilizado, porém, desenvolvido em uma época onde computadores eram ferramentas de difícil acesso, sendo elaborado visando um traçado manual da curva e uma análise visual pelo hidrólogo.

Esse método se baseia na premissa de que para dados sem inconsistências a curva plotada entre a precipitação acumulada média das estações representativas da região e a precipitação da estação analisada se aproxima a uma reta contínua ao longo de todo o intervalo de tempo considerado.

Devido a essas características, a aplicação desse método para análise da consistência de um número elevado de estações se torna inviável. Dessa forma, o presente trabalho buscou elaborar uma análise semiautomática da consistência de dados pluviométricos que consiga reduzir a necessidade de análise visual das curvas.

A metodologia proposta buscou verificar a premissa do método através da análise da adequação do modelo linear ao conjunto de dados e da identificação de mudanças nos coeficientes angular e linear da reta, estabelecendo para isso quatro testes, que englobam testes estatísticos (*Shapiro-Wilk e Breusch-Pagan*), regressão *piecewise* e a metodologia do *changepoint*.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Foi selecionado para análise da metodologia proposta 107 estações pluviométricas localizadas no Alto Jaguaribe (Figura 1), cujos dados do período de 1912 a 2017 foram coletados a partir do portal HIDROWEB.

A análise se dividiu em duas etapas: 1) Pré-seleção das estações e identificação de erros grosseiros e 2) Análise semiautomática da consistência. O fluxograma da metodologia proposta está apresentado na Figura 2.

Figura 1 - Localização das estações

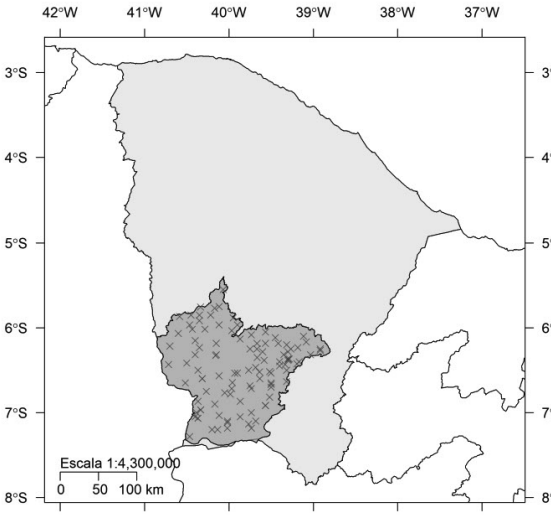
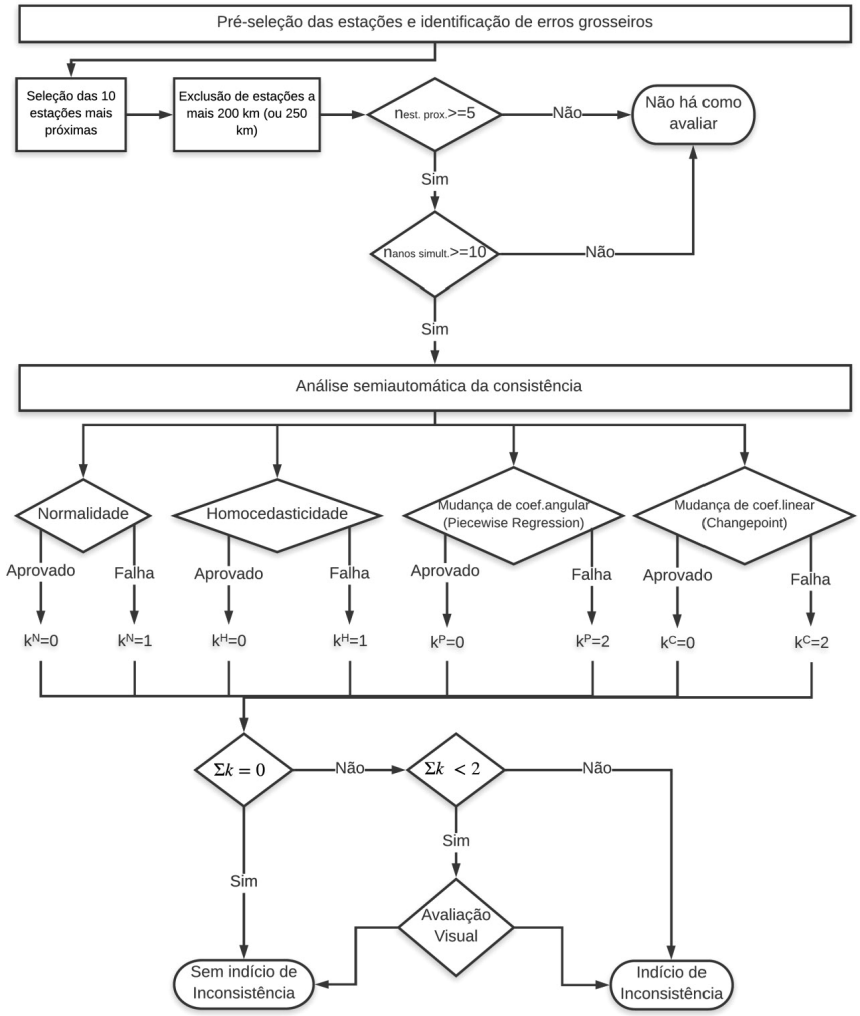


Figura 2 - Fluxograma da metodologia



2.1. PRÉ-SELEÇÃO DAS ESTAÇÕES E IDENTIFICAÇÃO DE ERROS GROSSEIROS

Essa etapa buscou remover da análise estações que não apresentaram uma série de dados estatisticamente significativa e/ou que apresentaram erros grosseiros nas medições, o que poderia possivelmente comprometer os resultados das análises posteriores.

Inicialmente foram selecionadas somente estações que apresentaram pelo menos 30 anos de dados completos não necessariamente contínuos.

A partir dessa pré-seleção foi observada a ocorrência de erros no preenchimento dos dados, como a presença de valores repetidos em sequência, ou ainda a repetição de uma mesma série de valores em diferentes períodos numa dada estação. Nos dois casos a baixa probabilidade de ocorrência da repetição, sobretudo com precisão de 0,1 mm de chuva diária, aponta para uma inconsistência.

Considerou-se como indício forte de inconsistência:

I. Observação, na mesma estação, de dois ou mais dias consecutivos com o mesmo valor de precipitação (com precisão de 0,1 mm), exceto para valores de precipitação nula;

II. Repetição na mesma estação de uma mesma sequência de dados, em dois ou mais momentos da série, para sequências com cinco ou mais dias sem falha e com pelo menos três valores não nulos na série repetida.

As estações que apresentaram indícios de inconsistência foram removidas das análises posteriores.

2.2. ANÁLISE SEMIAUTOMÁTICA DA CONSISTÊNCIA

Para as estações restantes foram traçadas curvas de dupla massa, esse método consiste em representar graficamente a precipitação acumulada (mensal ou anual), no período em que se deseja analisar a consistência, da estação analisada versus a precipitação acumulada média das estações próximas, consideradas representativas do regime de precipitações da região. Obtém-se assim um conjunto de pontos no plano cartesiano, que, partindo da hipótese de proporcionalidade das duas séries, devem se alinhar segundo uma reta. Desvios significativos dessa reta podem indicar inconsistência de dados (SEARCY; HARDISON, 1960; TUCCI, 1998).

O traçado foi realizado para a precipitação acumulada anual, selecionando inicialmente as dez estações mais próximas da estação a ser analisada e eliminando aquelas com distância superior à 200 km. Para cada análise o período de traçado da curva foi obtido através de combinações entre 5 ou mais estações representativas da região (estações base) e a estação a ser analisada, escolhendo a combinação que resulte no maior número de anos simultâneos.

Nos casos de empate, selecionou-se a combinação com maior número de estações e/ou a com menor soma das distâncias entre as estações base e a desejada. As estações que não apresentaram ou número mínimo de estações próximas ou um total de 10 anos simultâneos foram descartadas.

Esse procedimento de seleção do conjunto de estações base e o período de análise permite o traçado de curvas anuais com uma melhor relevância estatística. A imposição de um número mínimo de cinco estações base evita uma eventual contaminação da análise por uma estação com dados significativamente divergentes do conjunto, uma estação inconsistente.

A partir da construção das curvas de Dupla Massa a classificação acerca da consistência dos dados seguiu o fluxograma proposto (Figura 2), baseado em quatro testes aplicado a um modelo linear aproximado aos pontos:

a. Teste de normalidade dos resíduos;
b. Teste de homocedasticidade dos resíduos;
c. Teste de mudança do coeficiente angular da reta através de regressão por partes (*piecewise*) com dois trechos;
d. Teste de mudança do coeficiente linear através da análise de *change-point*.

2.3. TESTES DE NORMALIDADE E HOMOCEDASTICIDADE DOS RESÍDUOS

Os dois testes buscam analisar se o modelo de regressão linear consegue representar satisfatoriamente os dados, validando as suposições de que os resíduos se aproximam a uma distribuição normal e apresentam variância constante (homocedasticidade).

A negativa em um dos testes aponta para possíveis inconsistências na estação, ao indicar que o modelo linear pode não representar bem os dados. A partir de rodadas preliminares, comparando os resultados com uma análise visual dos gráficos de dupla massa, foi observado que a falha em somente um dos testes não necessariamente resulta em inconsistências visíveis na curva de dupla massa, diferentemente da falha simultânea. Dessa forma, estabeleceu-se que em casos de falhas em somente um dos testes a classificação da estação acerca da consistência requer uma avaliação visual.

Nesse trabalho foram adotados os testes Shapiro-Wilk e Studentized Breusch-Pagan com nível de significância de 0,05.

O teste de Shapiro e Wilk's (1965) analisa a hipótese nula de que uma amostra de *n* valores segue uma distribuição normal, através da seguinte equação:

$$W = \frac{(\sum a_i y_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y})^2} \quad (Eq.1) \qquad a = \frac{m^T V^{-1}}{\sqrt[2]{m^T V^{-1} V^{-1} m}} \quad (Eq.2)$$

Em que:

- y_i é o valor i do vetor da amostra, em ordem crescente;
- $\bar{y}$ é a média da amostra;
- α_i são constantes obtidas através da equação A2;
- m é um vetor de valores esperados de uma amostra de n valores aleatórios de uma normal padrão;
- V é a matriz de covariância da estatística de ordem da amostra m.

O teste foi realizado através da função em R *shapiro.test* da biblioteca *stats* que utiliza uma implementação do método aproximado proposto por Royston (1995), analisando o *p-value* estimado para rejeitar ou não a hipótese nula.

O teste de Breusch-Pagan (1979) analisa a hipótese nula de que a amostra é homocedástica. Proposto por R. Koenker (1981), o teste Studentized Breusch--Pagan é uma modificação do original e considerado uma versão mais robusta devido ao primeiro ser extremamente sensível a curtose da distribuição dos resíduos.

A aplicação do teste segue os seguintes passos:

- Aproxima-se um modelo de regressão linear aos dados da amostra, via mínimos quadrados;
- Os resíduos (são então padronizados a partir das equações 3 e 4;
- Aproxima-se um modelo de regressão linear aos resíduos padronizados (ε′) e a variável explicativa;
- A estatística de teste é calculada através da equação 5;
- O *p-value* é obtido a partir de uma distribuição qui-quadrada com grau de liberdade igual a 1;

$$\sigma^2 = \frac{\sum \varepsilon_i^2}{n} \ (Eq.3) \qquad \varepsilon' = \frac{\varepsilon_i}{\sigma^2} - 1 \ (Eq.4) \qquad BP = n\frac{\sum \hat{y}_i^2}{\sum \varepsilon'} \ (Eq.5)$$

Em que n é o total de pares de observações e $\hat{y}_i^2$ é o valor predito pela regressão linear aproximada aos resíduos. O teste foi realizado através da função em R *bptest* da biblioteca *lmtest*.

2.4. TESTE DE MUDANÇA DO COEFICIENTE ANGULAR

A regressão *piecewise* foi utilizada buscando detectar mudanças significativas na inclinação da dupla massa. Essa regressão consiste em ajustar múltiplos modelos lineares aos dados, para diferentes intervalos da variável independente (x). A necessidade do ajuste de diversos modelos parte da identificação de pontos onde há uma mudança significativa na inclinação da reta, obtendo um melhor ajuste através da utilização de múltiplos segmentos de reta.

A partir de rodadas preliminares foi fixado o limiar de 5°, estações que apresentaram diferenças iguais ou superiores no coeficiente angular da reta foram consideradas inconsistentes.

Para realizar essa regressão foi utilizado a biblioteca em R *segmented* (MUGGEO, 2008), buscando identificar somente um ponto de mudança. A abordagem para estimação do ponto consiste na minimização da equação 6 a partir de um processo iterativo.

$$\beta_1 z_i + \beta_2 (z_i - \tilde{\psi})_+ + \gamma I(z_i > \tilde{\psi})^- \ (Eq.6)$$

Em que:

- β_1 é a inclinação esquerda;
- β_2 é a diferença na inclinação;
- $\tilde{\psi}$ é o chute inicial para o ponto de mudança ();
- z_t é a variável independente;
- $I(\cdot)$ é uma função indicadora, igual a 1 quando o teste é verdadeiro;
- $I(\cdot)^- = -I(\cdot)$;
- γ é o parâmetro de re-parametrização;
- $(z_i - \tilde{\psi})_+ = (z_i - \tilde{\psi}) \times I(z_i > \tilde{\psi})$;

A cada iteração uma regressão linear é aproximada e o valor de ponto de mudança é atualizado pela equação 7.

$$\hat{\psi} = \tilde{\psi} + \frac{\hat{\gamma}}{\hat{\beta}_2} \quad (Eq.7)$$

Em que $\hat{\gamma}$ mensura a distância entre as duas retas advindas da equação 6, tendendo a zero quando ocorre a convergência do algoritmo. Além disso, se realiza um teste se existe ou não um ponto de mudança, quando não existir o parâmetro de diferença entre as inclinações tende a zero.

2.5. TESTE DE MUDANÇA DO COEFICIENTE LINEAR

De forma a detectar alterações no coeficiente linear da reta, foi empregado a metodologia de análise de *changepoint* (KILLICK; ECKLEY, 2014) aos resíduos, buscando identificar pontos onde ocorrem mudanças nas propriedades média e variância. Cada conjunto de pontos com propriedades diferentes foi aproximado a uma reta. Foi considerado inconsistente as estações cujas retas ultrapassem uma das envoltórias de máximo e mínimo paralelas a regressão original.

A partir das rodadas preliminares foi estabelecido um limiar aceitável de 4%, dessa forma, obtêm-se as envoltórias pelo deslocamento da reta original a partir do seu ponto médio ± 4%.

A metodologia detecta os pontos de mudança através da minimização do custo total, formada pelo somatório de uma função de custo de cada segmento (HAYNES et al., 2014):

$$C_t = \sum_{i=1}^{m+1} \left[C\left(y_{(\tau_{i-1}):\tau_i}\right) \right] + \beta f(m) \quad (Eq.\ 8)$$

Em que m é o total de pontos de mudança; $C\left(y_{(\tau_{i-1}):\tau_i}\right)$ é a função de custo de cada segmento, e $\beta f(m)$ é um fator de penalidade e C_t é o custo total.

Essa metodologia de definição do custo depende das premissas impostas sobre a distribuição das observações e também da propriedade estatística da qual se deseja detectar mudanças, visto que o custo do segmento é relacionado a ve-

rossimilhança entre a propriedade analisada e as observações contidas. Em observações normalmente distribuídas, com média μ e variância σ^2, a verossimilhança logarítmica dos dados até um incremento ($y_{(s+1):t}$) pode ser calculada pela seguinte equação:

$$l(y_{(s+1):t};\ \mu, \sigma) = -\frac{(t-s)}{2} log(\sigma^2) - \frac{1}{2\sigma^2} \sum_{j=s+1}^{t} (y_j - \mu)^2 \quad (Eq. 9)$$

Em que t é o incremento.

Para a detecção de mudanças na propriedade estatística média, assumindo que a variância é igual para todas as observações e maximizando a verossimilhança logarítmica em relação à média, o custo específico do segmento pode ser considerado como duas vezes a máxima verossimilhança negativa:

$$C(y_{(s+1):t}) = (t-s)\, log(\sigma^2) + \frac{1}{\sigma^2} \sum_{j=s+1}^{t} \left(y_j - \frac{1}{t-s} \sum_{i=s+1}^{t} y_i \right)^2 \quad (Eq. 10)$$

Para a detecção de mudanças tanto na média quanto na variância, o cálculo do custo do segmente envolve o uso de menos duas vezes a verossimilhança logarítmica após maximizar tanto μ quanto σ:

$$C(y_{(s+1):t}) = (t-s) \left\{ log \left[\frac{1}{t-s} \sum_{j=s+1}^{t} \left(y_j - \frac{1}{t-s} \sum_{i=s+1}^{t} y_i \right)^2 \right] + 1 \right\} \quad (Eq. 11)$$

Devido a adição de um ponto de mudança sempre resultar em uma redução no custo total, existem duas formas de evitar um sobreajuste, fixar o número total de pontos a serem descobertos ou adicionar uma constante de penalidade (KILLICK; ECKLEY, 2013).

A penalidade aplicada é um fator que impacta diretamente os resultados. Uma abordagem clássica é a utilização de equações para o cálculo do seu valor, como SIC (*Schwarz information criterion*), BIC (*Bayesian information criterion*), MBIC (*Modified information criterion*), AIC (*Akaike infomation criterion*). Nesse trabalho foi utilizado o fator MBIC, dado pela seguinte equação:

$$\frac{3}{2} klog(n) + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{k+1} log \frac{l_i}{n} \quad (Eq. 12)$$

A detecção de múltiplos pontos se torna uma tarefa computacionalmente intensiva a medida que a quantidade de observações aumenta, visto que o número das possíveis localizações de *changepoints* cresce. Dessa forma, diversos algoritmos de minimização são empregados para otimização do custo total, entre eles o método exato *Pruned Exact Linear Time* (PELT) (KILLICK *et al.* 2012).

O método PELT consegue atingir um custo computacional significativamente menor ao retirar das iterações pontos que não poderiam resultar em menores valores da equação 1. Para maiores informações consultar (KILLICK; FEARNHEAD; ECKLEY, 2012)

Foi empregado nesse trabalho a função *cpt.meanvar* da biblioteca em R *changepoint* (KILLICK; ECKLEY, 2013), para determinar os pontos onde ocorrem mudanças na média e variância, utilizando o algoritmo PELT para minimização.

3. RESULTADOS

A pré-seleção descartou 65 estações devido ao critério de 30 anos completos. Uma estação foi descartada devido a apresentar menos de 10 anos simultâneos, resultando em somente 38% do total (41), nas quais não foram observados nenhum dos erros grosseiros considerados.

Dentre essas estações, 12 apresentaram indícios de inconsistência (29%), 8 necessitaram de uma análise visual (19%) e as 21 restantes não apresentaram indícios de inconsistência (51%).

Entre as estações que foram consideradas inconsistentes 8 falharam em 3 dos quatro testes, uma falhou em dois e 3 falharam em somente um teste. Não ocorreu nenhuma estação com falha simultânea em todos (Tabela 1). Esses resultados indicam uma robustez da metodologia proposta devido a convergência entre os testes propostos.

Tabela 1 - Estações inconsistentes

Estação	Normalidade	Homocedasticidade	Changepoint	Piecewise
540017	**APROV.**	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
638085	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
639006	**APROV.**	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
639012	**APROV.**	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
639027	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
639029	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
639030	**APROV.**	**APROV.**	**APROV.**	*FALHA*
639033	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*	*FALHA*
639063	*FALHA*	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*
640015	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
640017	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*	*FALHA*
740006	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*	*FALHA*

O teste do *changepoint* apontou falhas na maioria das estações consideradas inconsistentes, 10 das 12, convergindo com o resultado da regressão *piecewise* em 8 das 10 vezes. Esse resultado era esperado devido as características de identificação de pontos de mudança e traçado de segmentos de reta, que identificam também mudanças significativas no coeficiente angular da reta, como pode ser visto na Figura 3. Analogamente, mudanças significativas no coeficiente linear da

reta podem ser detectadas pela regressão *piecewise* devido a aproximação da curva de dupla massa em duas retas produzir uma diferença angular significativa nesses casos (Figura 4).

Figura 3 – Resultados da estação 640017 (a) Dupla massa (b) Piecewise e (c) Changepoint

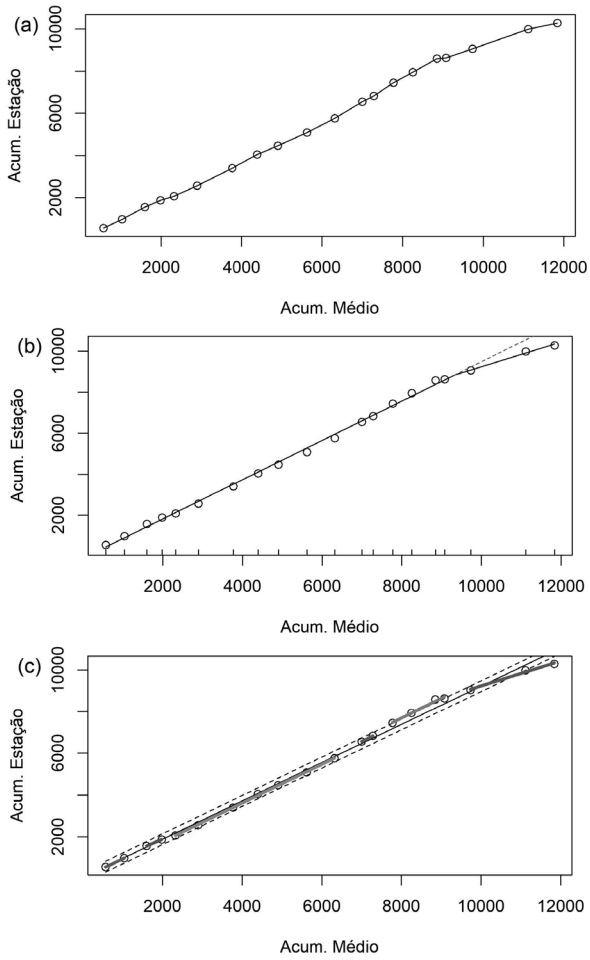
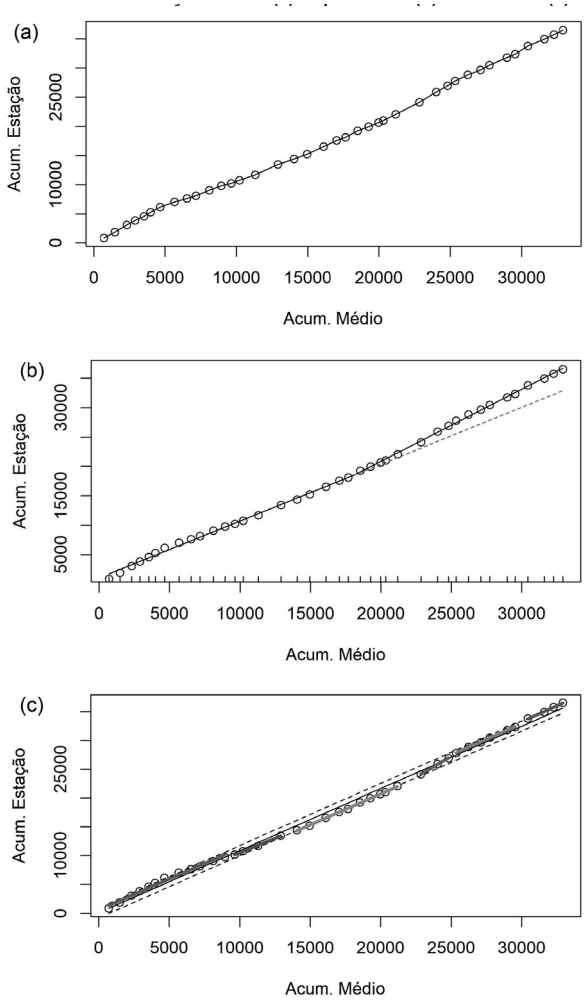


Figura 4 – Resultados da estação 639029 (a) Dupla massa (b) Piecewise e (c) Changepoint



A falha simultânea dos testes de normalidade e heterocedasticidade ocorreu somente uma vez e foi acompanhada por uma falha no teste da regressão *piecewise*.

Dentre as oito estações que necessitaram de uma análise visual, somente 3 foram consideradas inconsistentes, uma vez para a falha no critério de normalidade e duas para falha no critério de homocedasticidade (Tabela 2). É importante destacar que as inconsistências observadas nesses casos foram comparativamente de menor magnitude as observadas nas estações consideradas inconsistentes sem um parecer visual.

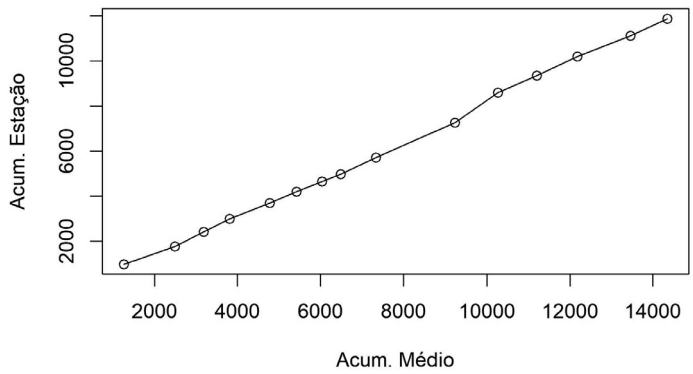
Esse resultado condiz com os testes preliminares e reforça que a falha somente no teste de homocedasticidade não necessariamente indica inconsistência nos dados. O teste de normalidade, no entanto, apresentou uma melhor capacidade de identificação de inconsistência e 87% das estações que falharam nesse teste foram consideradas inconsistentes.

Tabela 2 – Resultado análise visual

Estação	Normalidade	Homocedasticidade	Análise visual
639038	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
639072	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
639084	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
640003	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
640012	*FALHA*	**APROV.**	*FALHA*
739035	**APROV.**	*FALHA*	**APROV.**
740008	**APROV.**	*FALHA*	*FALHA*
740009	*FALHA*	**APROV.**	**APROV.**

Dentre as estações que foram consideradas consistentes duas estações apresentaram pequenas mudanças no coeficiente linear que não foram identificadas pelo método do *changepoint* (Figura 5). Observa-se que esses casos seriam detectados com um valor inferior do limiar 4% utilizado para traçado das envoltórias. Outra possibilidade seria a modificação do teste para considerar um limiar relativo a distância entre dois segmentos de reta sequenciais.

Figura 5 – Exemplo de mudança no coeficiente linear não detectada



4. CONCLUSÕES

A metodologia proposta conseguiu corretamente identificar inconsistências nas curvas de dupla massa e se mostrou robusta devido à alta taxa convergên-

cia entre os testes propostos. Além disso, conseguiu reduzir significativamente, em mais de 70%, a necessidade de análise visual das curvas, reduzindo dessa forma o trabalho manual do hidrólogo.

A maioria das estações que necessitaram uma análise visual não apresentaram indícios de inconsistência o que demonstra um caráter conservador da metodologia. Os resultados dos testes de homocedasticidade e normalidade reforçaram a hipótese inicial de que a falha em somente um não necessariamente representa uma inconsistência na curva de dupla massa, principalmente o teste de homocedasticidade que apresentou um maior percentual de falso alarme.

As estações que conseguiram satisfazer os testes não apresentaram indícios de inconsistência significativos, porém é importante ressaltar que o teste proposto utilizando a metodologia *changepoint* não identificou pequenas mudanças no coeficiente linear de duas curvas de dupla massa, dessa forma, para trabalhos futuros sugere-se uma possível alteração no limiar de 4% proposto e/ou a adição ao teste de uma verificação da distância relativa entre dois segmentos de reta sequenciais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BREUSCH, T. S.; PAGAN, A. R. A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. **Econometrica**, [s. l.], v. 47, n. 5, p. 1287, 1979. Disponível em: http://www.jstor.org/stable/2986146?origin=crossref

HAYNES, K.; ECKLEY, I. A.; FEARNHEAD, P. Efficient penalty search for multiple changepoint problems. [s. l.], p. 1–23, 2014. Disponível em: http://arxiv.org/abs/1412.3617

KILLICK, R.; ECKLEY, I.A. (2014). Changepoint: An R Package for Changepoint Analysis. *Journal Of Statistical Software*, [s. l.], v. 58, n. 3, p.1-19. Foundation for Open Access Statistic. http://dx.doi.org/10.18637/jss.v058.i03.

KILLICK, R..; FEARNHEAD, P..; ECKLEY, I.A. (2012). Optimal Detection of Changepoints With a Linear Computational Cost. *Journal Of The American Statistical Association***,** [s.i.], v. 107, n. 500, pp.1590-1598. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.2012.737745.

KILLICK, R.; FEARNHEAD, P.; ECKLEY, I. A. Optimal detection of changepoints with a linear computational cost. **Journal of the American Statistical Association**, [s. l.], v. 107, n. 500, p. 1590–1598, 2012.

KOENKER, R. A note on studentizing a test for heteroscedasticity. **Journal of Econometrics**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 107–112, 1981.

MUGGEO, V. M. R. segmented: An R package to Fit Regression Models with Broken-Line Relationships. **R News**, [s. l.], v. 8, n. May, p. 20–25, 2008. Disponível em: http://cran.r-project.org/doc/Rnews/

ROYSTON, P. Remark AS R94: A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. **Applied Statistics**, [s. l.], v. 44, n. 4, p. 547, 1995. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2986146?origin=crossref

SEARCY, J. K.; HARDISON, C. H. Double-Mass Curves. **WaterSupply Paper 1541B**, [s. l.], p. 66, 1960. Disponível em: <http://dspace.udel.edu:8080/dspace/handle/19716/1592>

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, [s. l.], v. 52, n. 3/4, p. 591, 1965. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2333709?origin=crossref

STEFFEN, W. et al. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, [s. l.], v. 369, n. 1938, p. 842–867, 2011. Disponível em: http://rsta.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rsta.2010.0327

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. Editora da UFRGS ABRH 650p. 1998

ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE A PRECIPITAÇÃO MÉDIA E OS ÍNDICES PDO E AMO – ESTUDO DE CASO DO ALTO JAGUARIBE

Renan Vieira Rocha
Francisco de Assis de Souza Filho
Larissa Zaira Rafael Rolim
Gabriela de Azevedo Reis

1. INTRODUÇÃO

Os modos de variação do clima, em suas diversas escalas temporais, são associados aos riscos de extremos hidrológicos em uma determinada região, sendo estes fatores determinantes da severidade e da duração dos eventos de extremos. Com base na análise da estrutura de tais padrões de variabilidade, é possível quantificar tais riscos e definir mecanismos para gerenciá-los.

A compreensão dos padrões de variabilidade de baixa frequência (multi-decadal) ganham maior relevância em regiões onde eventos de extremos são mais frequentes, por exemplo, secas severas, sendo associados as suas longas durações consecutivas. A presença de padrões de variação de baixa e média frequência em séries temporais de pluviometria foi identificada por diferentes estudos e associada a fenômenos naturais como os ciclos solares e flutuações de anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) (SILVEIRA et al., 2015). Dentre estes modos de baixa frequência, destacam-se a Oscilação Decadal do Pacífico (Pacific Decadal Oscillation - PDO) e a Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO – Atlantic Multi-decadal Oscillation).

A PDO é o principal padrão de longo prazo associada a variabilidade da temperatura na superfície do mar (TSM) do Oceano Pacífico (MANTUA *et al.*, 1997), sendo essa variabilidade mensurada pelo índice homônimo, que mede a anomalia da intensidade da PDO, do pacífico norte, em relação aos valores médios históricos através do número de desvios padrões (CASTRO; SOUZA FILHO; SILVEIRA, 2013). De acordo com Silva e Galvíncio (2011), a PDO se comporta de forma oposta entre a TSM ao longo da costa oeste da América do Norte em relação ao restante do Pacífico Norte, sendo seus sinais mais visíveis no Pacífico Norte. Kayano e Andreoli (2007) analisaram os padrões da anomalia no Nordeste do Brasil e apontaram que este tem influência no volume de precipitação.

A AMO é baseada na anomalia média de TSM do Atlântico Norte, cujo índice homônimo é usualmente calculado removendo a tendência da TSM de forma a retirar os sinais associados as mudanças climáticas, podendo também ser suavizada por uma média móvel de 10 anos (EINFIELD; MESTAS-NUÑEZ; TRIMBLE, 2001). A AMO é o principal mecanismo de variação climática de baixa frequência do Oceano Atlântico.

A análise do impacto de eventos globais de larga escala em eventos de escala reduzida exige a utilização de ferramentas adequadas para uma avaliação robusta na análise de séries temporais hidroclimatológicas, revelando-se uma tarefa complexa devido à complexidade dos fenômenos naturais.

A Transformada de Ondeletas (TO) é uma ferramenta amplamente empregada na análise de séries temporais por permitir a decomposição de uma série não estacionaria em um espaço de tempo e frequência, propiciando a determinação dos padrões de variabilidade dominantes e como eles modificam-se ao longo do tempo (TORRENCE; COMPO, 1998).

A Transformada de Ondeletas Cruzada (XTC) é uma extensão bivariada da TO, aplicada para verificar a relação entre duas séries temporais, em conjunto com a Análise de Coerência de Ondeletas (WTC). Trabalhos recentes empregaram essas ferramentas (TO, XTC e WTC), isoladamente ou em conjunto, buscando a identificação de mecanismos forçantes e uma melhor compreensão das teleconexões entre eventos hidrológicos e padrões climáticos de larga escala, especificamente PDO e/ou AMO (CHANG et al., 2017; KUSS; GURDAK, 2014; NOVELLO et al., 2012; TANG et al., 2014; VÁSQUEZ P. et al., 2018; WANG et al., 2017).

Outra abordagem para avaliar os modos de variação, além da decomposição da série, consiste em estimar os pontos, ou ponto, nos quais as propriedades estatísticas de uma série de observações se modificam (*changepoints*). A metodologia do *changepoint* vem sendo empregada em diversos estudos de séries temporais, particularmente para séries de precipitação, a abordagem de Killick e Eckley (2014), que busca a identificação dos pontos por meio da minimização de uma função de custo, já foi utilizada para verificação de mudanças em tendências e na disponibilidade de água (ANDAM-AKORFUL et al., 2017; DENG et al., 2018).

Para o presente trabalho, escolheu-se como área de estudo a bacia hidrográfica a montante da estação fluviométrica de Iguatu, localizada no estado do Ceará, Brasil. Em 2017, o seguinte estado enfrentou uma seca meteorológica histórica, que perdura desde 2012, e acarretou uma redução considerável nos estoques dos reservatórios, de 68%, em janeiro de 2012 (12.785 hm^3) para 9,1% em outubro de 2017 (1.690 hm^3) (FUNCEME, 2017).

Destaca-se na região a utilização de modelos chuva-vazão para simulação das vazões afluentes dos principais reservatórios. A principal variável de entrada destes modelos são a precipitação média da bacia hidrográfica, cujas vazões se deseja simular, juntamente com o seu histórico de vazões, para a calibração e a validação do modelo.

A identificação e quantificação da relação entre os índices climático e a precipitação leva a uma melhor previsão da precipitação na região. A existência de uma possível relação entre os índices PDO e AMO e a precipitação local foi observada pelos trabalhos de Silvia e Galvíncio (2011) e Silva (2013, entretanto

as influências individuais de cada índice não foram quantificadas.

O objetivo desse trabalho foi analisar a relação da precipitação média e os índices AMO e PDO, visando a uma melhor compreensão dos mecanismos naturais forçantes aos períodos de escassez pluviométrica local, aplicando as metodologias do c*hangepoint*, Transformada de Ondeletas (TO), Transformada de Ondeletas Cruzadas (XTC) e Análise da Coerência das Ondeletas (WTC) a séries temporais analisadas. Para obtenção da série de precipitação da bacia foram utilizados dados de chuva dos postos pluviométricos próximos a estação de Iguatu, ponderados pelo método dos polígonos de Thiessen.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

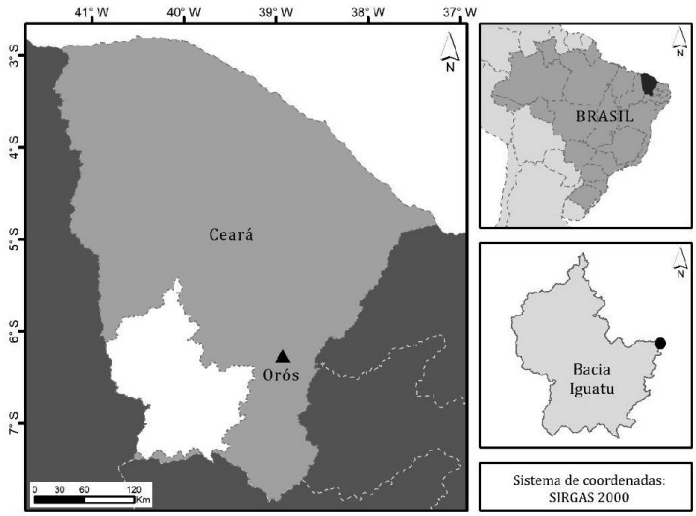
2.1. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica a montante da estação de Iguatu (Figura 1) possui área total de 20.664 km², correspondendo a grande parte da área de drenagem do reservatório Orós, sendo essa a estação fluviométrica mais próxima ao reservatório.

2.2. DADOS E PADRONIZAÇÃO DAS SÉRIES

Com o auxílio das bases de dados de postos pluviométricos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) foi obtida uma série de precipitação diária (jan-1911 a dez-2016) através da ponderação pelo método dos polígonos de Thiessen. A série diária foi agregada mensalmente.

Figura 1 – Área de estudo e localização da estação



A aplicação da TO de ondeletas foi acompanhada de uma normalização da série de precipitação, através do índice de anomalia de precipitação mensal, nesse trabalho foi empregado o índice SPI (*Standartized Precipitation Index*) na escala temporal de 12 meses, de janeiro a dezembro. A escolha dessa escala se deve por conta da concentração das precipitações da região de dezembro a maio, com valores médios de precipitação baixos no restante do ano. Assim, a utilização de uma escala mensal resultaria em altos valores de SPI para baixos valores de pluviometria ocorridos em meses onde eventos de chuvas são atípicos.

Os valores de SPI são calculados pela aproximação dos valores de precipitação na escala temporal desejada a uma distribuição Gama, obtendo o seu valor através do cálculo da normal padrão inversa, relacionado ao valor de probabilidade de não excedência do evento:

$$H(x) = q + (1 - q)G(x)$$

$$SPI = \varphi^{-1}[H(x)]$$

em que *G(x)* é a distribuição gama incompleta, utilizada para o cálculo da probabilidade acumulada do evento desejado, q é a probabilidade de precipitação igual a zero e φ a distribuição normal padrão. O valor de q é usualmente calculado como o número de eventos de precipitação iguais a zero dividido pelo total de observações da escala temporal adotada. Mais informações sobre esse índice consultar MCKEE *et al*. (1993).

O índice AMO foi obtido da base de dados da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), na sua versão sem suavização de 1911-2016, através do site https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation/amon.us.long.data, e os dados do índice PDO foram obtidos no site https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/. A partir dos índices foram calculadas as suas médias anuais, de janeiro a dezembro, para padronização da escala temporal com a série de SPI 12.

3. METODOLOGIA

A TO decompõe uma série temporal X, em uma série de funções denominadas ondeletas filhas ψ (*t,s*), resultantes da dilatação (s) e translação (t) de uma ondeleta mãe (SIVAKUMAR, 2017). Assim, a mesma é definida em termos de uma integral de convolução entre a série temporal analisada e uma função ondeleta conhecida:

$$W(t,s) = \frac{1}{\sqrt{s}} \int \psi_b \left(\frac{t' - t}{s} \right) X(t) dt$$

O termo ψ_b é o conjugado complexo de ψ, definido no tempo e escala, W(t,s) é o coeficiente de ondeleta gerado e √s corresponde a um fator de nor-

malização da energia de cada ondeleta, de forma a manter a mesma energia da ondeleta mãe.

A XTC é utilizada para calcular as potências coincidentes entre duas séries temporais, através da equação a seguir (TANG et al., 2014):

$$W_n^{XY}(t,s) = \frac{1}{s} W_n^X(t,s) W_n^{Y*}(t,s)$$

em que W_n^{XY} é a transformada cruzada, W_n^X e W_n^Y são a TO da série X(t) e Y(t), respectivamente. A potência da ondeleta cruzada é dado pelo módulo de W_n^{XY}.

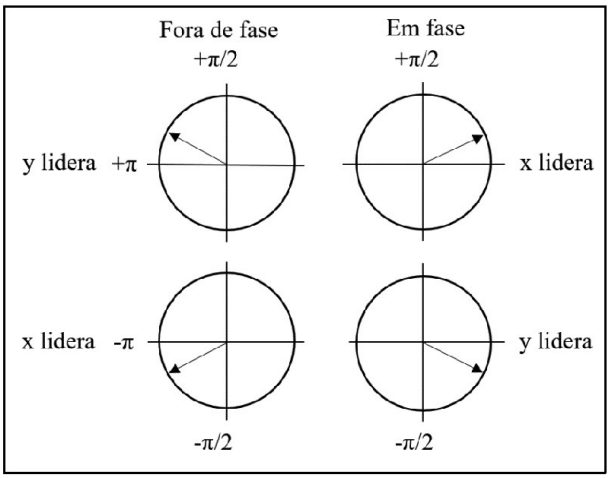
A WTC é utilizada para identificar as bandas de frequências e intervalos de tempo nos quais as duas séries estão relacionadas (TANG et al.,2014):

$$R_n^2(s) = \frac{|\langle W_n^{XY}(S)\rangle|^2}{\langle W_n^X(s) \vee^2 \rangle \langle W_n^Y(s) \vee^2 \rangle}$$

em que Rn é a coerência e <> indicam suavização no tempo e escala.

A sincronização entre as fases de algum componente periódico de X(t) em relação ao componente correspondente de Y(t) pode ser representado pela diferença das fases convertido em ângulos no intervalo [-π,π] e apresentada no espectro de potência através da utilização de setas, conforme figura a seguir (ROSCH; SCHMIDBAUER, 2014). Para mais informações sobre as metodologias TO, XTC e WTC, consultar as referências mencionadas e os trabalhos de Torrence e Compo (1998) e Torrence e Webster (1999).

Figura 2 - Diferenças de fases e sua interpretação



Fonte: Adaptado de Rosch e Schmidbauer (2014).

A aplicação das metodologias mencionadas foi realizada utilizando as bibliotecas em R *WaveletComp* (ROSCH; SCHMIDBAUER, 2014).

A metodologia do *changepoint* foi empregada para analisar o comportamento das médias das séries de SPI 12, PDO e AMO, mais informações acerca desse método podem ser encontradas no capítulo "Análise Semiautomática de Consistência de dados Pluviométricos" e nos trabalhos Haynes, Eckley e Fearnhead (2014); Killick e Eckley, (2013); e Killick, Fearnhead e Eckley (2012)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na análise da potência média das Ondeletas do SPI 12 (Figura 3) é possível verificar uma influência de bandas de frequências entre ~ 3 a 4 anos, 9 a 12 anos e 20 a 21 anos, empregando o nível de significância de 0,05. No espectro de potência (Figura 4), constata-se que os períodos que satisfazem um teste a significância de também 0,05, contornados em preto, não se distribuem igualmente ao longo da série temporal, e que a influência mais relevante de menor frequência está contida no cone de influência e pode ser derivada de efeitos de borda.

Figura 3 - Potência média das Ondeletas – SPI 12

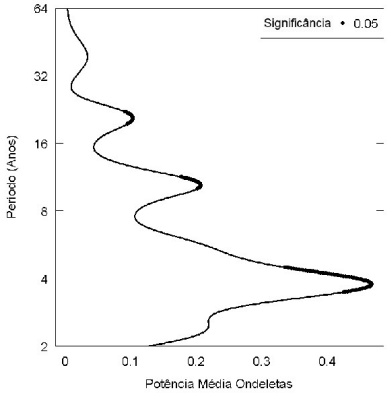
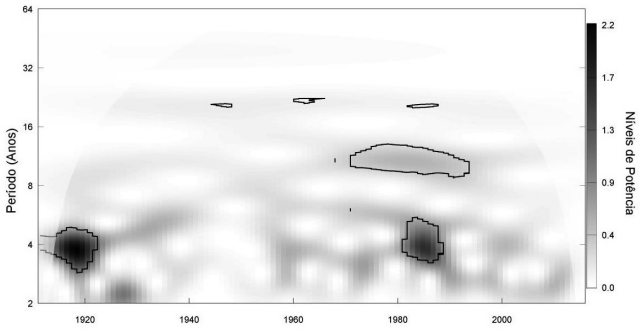
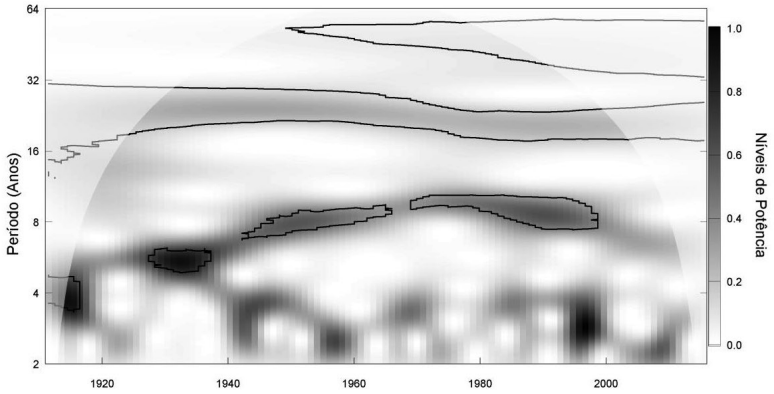


Figura 4 - Espectro de potência – SPI 12



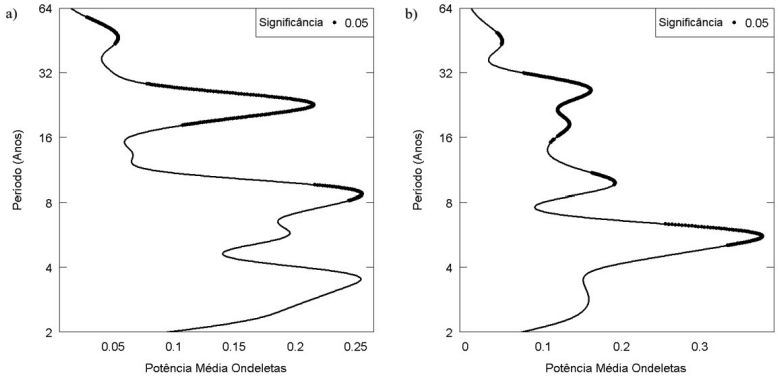
A banda de frequência entre 3 e 6 anos apresentou os maiores níveis de potência em dois intervalos de tempo, entre 1911 a 1923, intervalo que apresentou valores mais altos, e, entre 1980 a 1985, apresentou um menor valor ao longo do restante da série. A banda de frequência de 9 a 12 anos apresentou uma influência somente entre 1970 a 1990.

Figura 5 - Espectro de potência AMO.



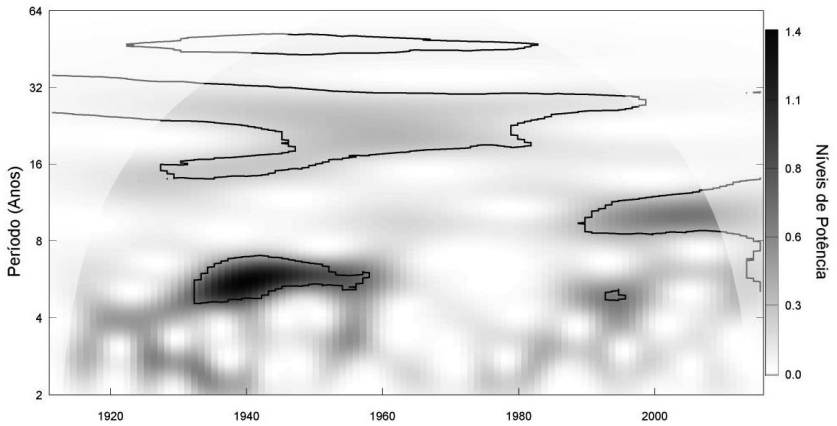
Avaliando a potência média das Ondeletas da AMO e o espectro de potência (Figuras 6a e 5) é possível perceber uma influência estatisticamente significante de bandas de frequência entre 20 e 32 anos ao longo de toda a série analisada. Os maiores níveis de potência se localizaram próximo as bandas 3, 4 e 6 anos. Nota-se a influência significativa de uma banda de frequência de 4 a 10 anos ao longo de toda a série, inicialmente com maiores valores de potência das bandas em torno de 4 anos e ao longo da série valores significativos para bandas de crescente períodos.

Figura 6 - Potência média das Ondeletas (a) AMO e (b) PDO.



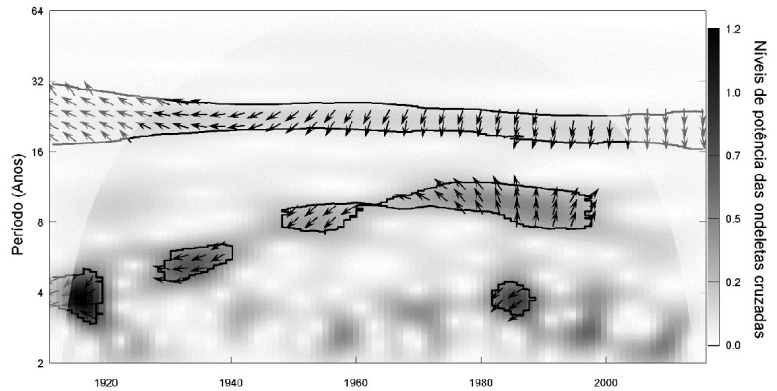
Observa-se uma influência da PDO (Figura 6b e Figura 7) ao longo da série toda de uma banda entre 16 a 32 anos. Entre 1911 a 1960, nota-se uma influência de uma banda de 2 a 8 anos, e uma alta potência para banda de 4 a 6 anos entre os anos de 1935 a 1960. Entre 1985 a 2016, a potência da banda de 2 a 8 anos é menor, e é possível perceber um maior valor para uma banda entre 8 a 10 anos.

Figura 7 - Espectro de potência PDO.



A XTC para o SPI (X) e AMO (Y) (Figura 8) indica que eles dividem áreas de potência comum nos períodos de 16 a 32 anos ao longo da série toda, iniciando fora de fase e terminando em fase negativa, de 4 a 8 anos entre 1911 a 1960 fora de fase negativa, com altos valores de potência para uma banda de ~4 anos para os primeiros anos da série, e de 8 a 12 anos (1965 a 2000), alternando entre fora de fase e fase positiva. Assim, esses resultados sugerem que a precipitação da área de estudo se relaciona ao índice AMO, principalmente na variabilidade entre 4 a 12 anos e de uma menor frequência (~20 a 30 anos).

Figura 8 - Espectro de potência XTC – SPI e AMO.



A XTC para o SPI (X) e PDO (Y) (Figura 9) sinaliza que eles dividem áreas de potência comum nos períodos de 16 a 48 anos entre 1911 a 1980, de 4 a 8 anos entre 1911 a 1960 fora de fase positiva, com altos valores de potência para uma banda de ~4 anos para os primeiros anos da série e para uma banda ~6 anos próximo a 1940, e de 8 a 12 anos (1980 a 2000), em fase negativa. Esses resultados indicam que a precipitação da área de estudo se relaciona ao índice PDO, principalmente na variabilidade entre 4 a 12 anos e de uma menor frequência (~20 a 30 anos). Percebe-se então uma influência simultânea dos dois índices em intervalos de tempo e períodos similares.

A WTC entre o SPI e AMO (Figura 10) apresenta áreas significativas com altos valores (>0,8) ao longo de quase toda a série, entre 1930 a 1960 para a banda de 4 a 12 anos, de 1975 a 2010 para a bandas entre 16 a 32 e de 10 a 12 anos e para a banda ~ a 4 anos entre 1980 a 1990. Verifica-se então que a AMO é uma forçante climática que influenciou nas precipitações da área de estudo ao longo de quase todo o período analisado.

Figura 9 - Espectro de potência XTC – SPI e PDO.

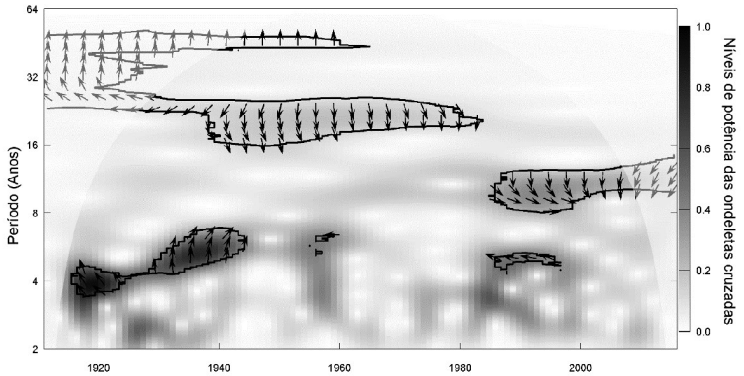
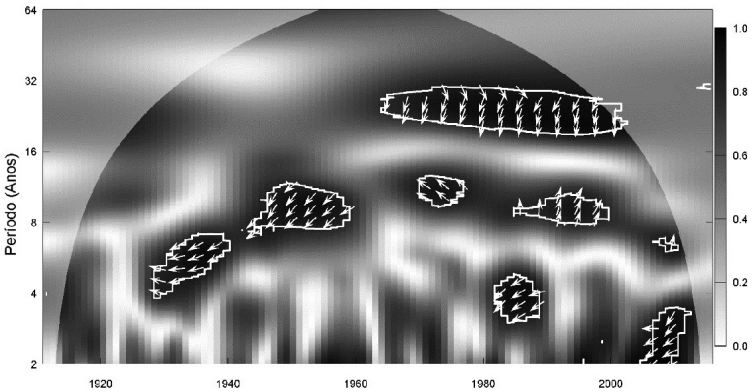
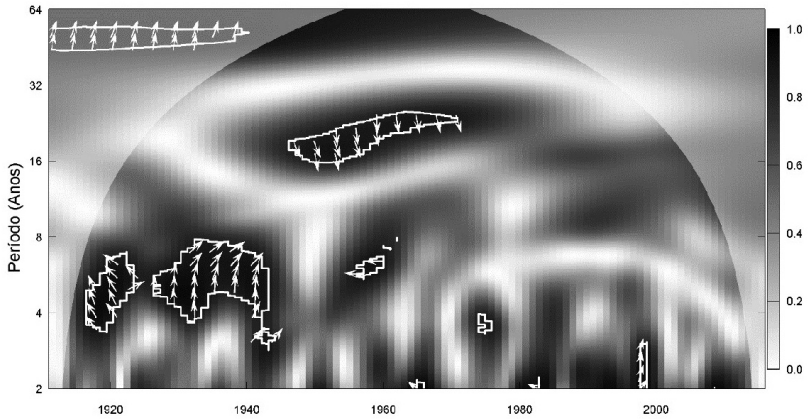


Figura 10 - Espectro de potência WTC – SPI e AMO.



A WTC entre o SPI e PDO (Figura 11) aponta áreas significativas, e com valores acima de 0,8, entre 1911 a 1940 e entre 1950 a 1960 para a banda de 4 a 8 anos, e entre 1945 a 1975 para a banda entre 16 a 24 anos. Nota-se menores valores a partir de 1975 para as bandas mencionadas, com valores altos para as bandas de alta frequência, 2 a 3 anos. Esses resultados indicam então que a PDO teve uma influência na precipitação, principalmente entre 1911 a 1975.

Figura 11 - Espectro de potência WTC – SPI e PDO.



Devido a correlação das bandas mencionadas com o SPI, um modelo baseado nos dois índices pode ter uma capacidade de previsão do comportamento das precipitações, embora a existência de bandas em fase e fora de fase devem ser analisadas para uma correta elaboração do mesmo.

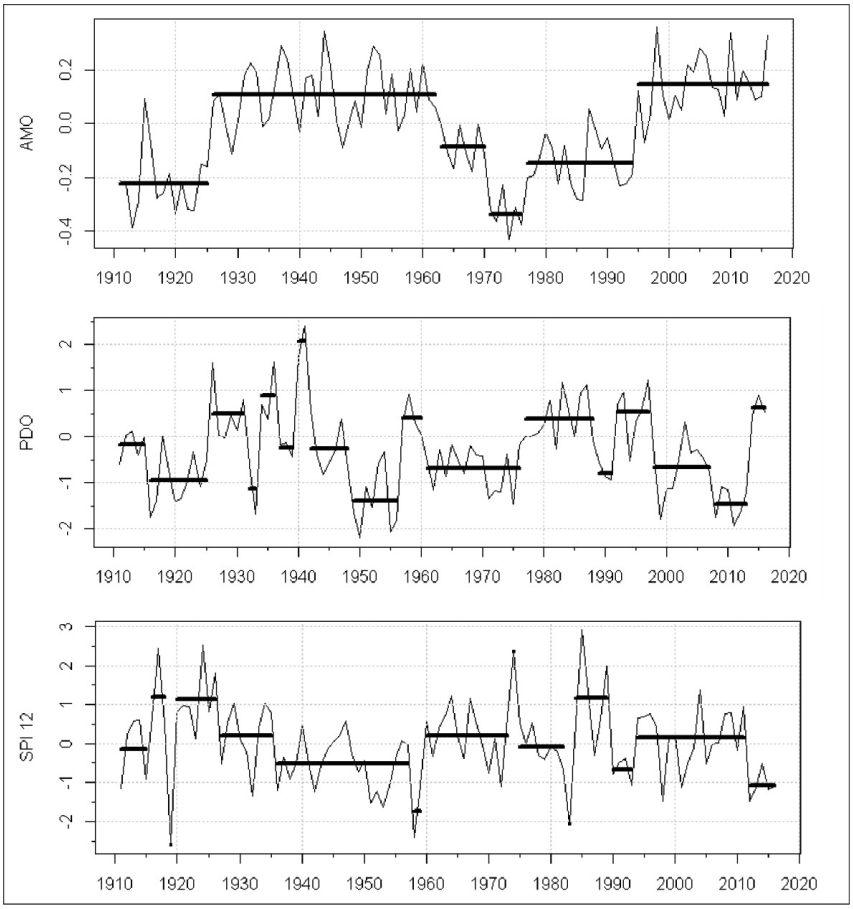
A partir dos resultados obtidos pela metodologia do *changepoint* (Figura 12), é constatado uma maior variação da PDO em comparação com a AMO. Esta apresenta uma segmentação em apenas 6 períodos, com uma maior variação entre os anos de 1960 a 1995. Para a PDO foram detectados um total de 17 pontos de mudança, onde entre o perído 1930 a 1950 nota-se uma maior amplitude de variação.

Comparando os valores das segmentações obtidas da AMO e PDO com o SPI, percebe-se, entre 1911 a 1915, um valor médio de SPI e PDO próximo a zero (-0,13 e -0,17) e da AMO próximo a -0,2. Entre 1916 a 1926, um SPI médio próximo a 1, exceto para o ano de 1919, e PDO e AMO em fase negativa (-1 e -0,2). Entre 1927 a 1935, SPI próximo a zero (0,21), AMO em fase positiva com valor médio igual a 0,11 e PDO alternando entre valores positivos e negativos (0,5, -1,13 e 0,90), com valores positivos durante a maior parte do tempo.

Entre 1936 a 1957, SPI médio igual a -0,52, AMO na mesma fase positiva e uma alta variação dos valores de médios de PDO (de -1,4 a

2,07), com uma duração maior dos valores negativos. Os anos 1958 e 1959 apresentaram valores baixos de SPI (-1,74) e PDO e AMO em fase positiva (0,11 e 0,4).

Figura 12 - Resultados changepoint AMO, PDO e SPI



De 1960 ao final da série, nota-se uma transição da AMO da fase positiva para negativa (0,11, -0,09, -0,34 e -0,15), atingindo o menor valor médio da série analisada, e retornando a um valor positivo a partir de 1995 (0,15), valores médios negativos para a PDO entre 1961 a 1976 (-0,68), 1989 a 1991 (-0,78) e 1998 a 2013 (-0,65 e -1,46), positivos de 1977-1988, 1992-1997 e 2014-2016 (0,39, 0,55 e 0,63),e um SPI próximo a zero (0,21, -0,08 e 0,16), durante a maior parte do tempo exceto para o pico do ano de 1973 (2,35), a depressão de 1983 (-2,03), um período positivo entre 1984 a 1989 (1,17) e os períodos negativos de 1990-1993 e 2012-2016 (-0,68 e -1,07).

Nota-se valores positivos (negativos) de SPI nos períodos que o AMO e PDO estão conjuntamente negativos (positivos), refletindo uma correlação negativa entre o SPI e as duas variáveis, esse comportamento pode ser visualizado mais explicitamente nos períodos entre 1915 a 1925, 1958 a 1959 e 2012 a 2016.

A maior variação da PDO comparativamente a AMO e a diferença de fases observada anteriormente entre os componentes periódicos dificulta a visualização, e quantificação, da influência dessas oscilações na precipitação da região do estudo, indicando também um possível lag entre o comportamento da AMO e a sua influência na precipitação.

5. CONCLUSÕES

Com o auxílio das metodologias explicitadas foi possível detectar a influência conjunta das variações de TSM do Oceano Atlântico e Pacífico nas precipitações médias da região estudada e concluir que períodos com fases simultaneamente positivas e negativas da PDO e da AMO têm comportamento mais definidos das precipitações, espera-se maiores valores de precipitação para períodos cujo a PDO e AMO estão conjuntamente negativos e menores valores para a situação oposta.

Detectou-se correlação entre as bandas de 4 a 8 anos e de 16 a 32 anos dos índices PDO e AMO e no comportamento do SPI, indicando que um modelo baseado nos dois índices pode ter uma capacidade de previsão do comportamento das precipitações, embora deva-se levar em consideração a existência de bandas em fase e fora de fase, este comportamento pode indicar um possível lag entre o SPI e a AMO.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CASTRO, B. C. A.; SOUZA FILHO, F. A; SILVEIRA, C. S. Análise de Tendências e Padrões de Variação das Séries Históricas de Vazões do Operador Nacional do Sistema (ONS). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 4, p. 19–34, 2013.

ENFIELD, D. B.; MESTAS-NUÑEZ, A. M.; TRIMBLE, P. J. The Atlantic Multidecadal Oscillation and its Relationship to Rainfall and River Flows in the Continental U.S.A. *Atlantic*, v. 28, n. 10, p. 2077–2080, 2001.

HAYNES, K.; ECKLEY, I.A.; FEARNHEAD, P. (2014), Efficient penalty search for multiple changepoint problems, arXiv:1412.3617.

FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. *Volume Armazenado*. 2017.

KAYANO, Mary T.; ANDREOLI, Rita V. Relations of South American summer rainfall interannual variations with the Pacific Decadal Oscillation. International

Journal of Climatology, v. 27, n. 4, p. 531-540, 2007. Disponivel em: https://doi.org/10.1002/joc.1417

KILLICK, Rebecca; ECKLEY, Idris A.. Changepoint: An R Package for Changepoint Analysis. *Journal Of Statistical Software*, [s. I.], v. 58, n. 3, p.1-19, 2014. Foundation for Open Access Statistic. http://dx.doi.org/10.18637/jss.v058.i03

KILLICK, R.; FEARNHEAD, P.; ECKLEY, I. A.. Optimal Detection of Changepoints With a Linear Computational Cost**.** *Journal Of The American Statistical Association,* [s.l.], v. 107, n. 500, p.1590-1598, dez. 2012. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.2012.737745.

ROSCH, A.; SCHMIDBAUER, H. WaveletComp : A guided tour through the R-package. p. 1–38, 2014.

TORRENCE, C.; COMPO, G. P. A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 79, n. 1, p. 61–78, 1998.

TORRENCE, C.; WEBSTER, P. J. Interdecadal changes in the ENSO-monsoon system. *Journal of Climate*, v. 12, n. 8 PART 2, p. 2679–2690, 1999.

SILVA, D. F. DA; GALVÍNCIO, J. D. Estudo da Influência da Oscilação Decadal do Pacífico no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 4, n. 4, p. 665–676, 2011.

SILVA, D. F.. Influência da variabilidade interdecadal do clima associada ao ENOS sobre o Estado do Ceará. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, Aquidabã, v.4, n.2, p.86-98, 2013.

SILVEIRA, C.S.; SOUZA FILHO, F.A.; AQUINO, S.H.S.; SILVA, S.M.O. (2015). Variabilidade Climática e Planejamento em Recursos Hídricos. In: *Uso da informação climática em múltiplas escalas temporais para o planejamento do setor hidroelétrico brasileiro. Org. por* Souza Filho, Francisco de Assis de; Silveira, Cleiton da Silva. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, pp. 13-26.

MANTUA, N. J. *et al.* A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with Impacts on Salmon Production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 78, n. 6, p. 1069–1079, 1997.

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology* (Vol. 17, No. 22, pp. 179-183). Boston, MA: American Meteorological Society.

TANG, C. *et al.* Is the PDO or AMO the climate driver of soil moisture in the Salmon River Basin, Idaho? *Global and Planetary Change*, v. 120, p. 16–23, 2014. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.05.008

BALANÇO HÍDRICO DE THORTHWAITE PARA SUDESTE E NORDESTE BRASILEIROS

Antônio Duarte Marcos Junior
Cleiton da Silva Silveira

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas geram impactos significativos sobre os recursos hídricos afetando sua disponibilidade (IPCC, 2007; BANCO MUNDIAL, 2010; PBMC, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2013; IPCC, 2014; SABOIA *et al.*, 2017). Nas últimas três décadas registrou-se aumento médio da temperatura do planeta em torno de 0,2ºC por década. Tal evento tem a capacidade de causar mudanças no ciclo hidrológico global, alterando padrões de precipitação e evapotranspiração, modificando a umidade do solo, armazenamento subterrâneo e geração de escoamento superficial (IPCC, 2001; IPCC, 2007). Estes efeitos, aliados às projeções de aumento de demanda por água, causada pelo aumento populacional e de riquezas, exercerão grande pressão nos hidrossistemas brasileiros (FERNANDES *et al.,* 2017).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) aponta que a mudança do clima impõe uma grande ameaça ao desenvolvimento sustentável, por afetar de forma direta e indireta grande parte da população, sua saúde, os recursos hídricos, a infraestrutura urbana e rural, as zonas costeiras, as florestas e a biodiversidade, bem como os setores econômicos – como agricultura, pesca, produção florestal, geração de energia e indústrias.

Neste capítulo serão avaliadas, a partir da metodologia de classificação climática de Thornthwaite (1948), mudanças no tipo climático das regiões Nordeste e Sudeste do Brasil a partir das projeções do IPCC-AR5.

2. METODOLOGIA

O estudo foi realizado as regiões Nordeste e Sudeste do Brasil. Para cada uma destas foram analisados como a evolução dos tipos climáticos poderá ocorrer no século XXI de acordo com as projeções feitas por diferentes modelos do IPCC-AR5. Os tipos climáticos foram determinados segundo o Sistema de Classificação Climática (SCC) de Thornthwaite (1948).

Inicialmente foram obtidos os campos de precipitação dos modelos globais do IPCC-AR5 para os cenários Historical, RCP 4.5 e RCP 8.5 sobre as regiões de estudo e então realizada a correção estatística do viés. A correção foi feita utilizando-se a base de dados de precipitação mensal do "*Climate Research Unit"* (CRU) (UEA, 2015). As séries temporais foram divididas em quatro períodos para cada um dos modelos listados no Quadro 1: o primeiro denominado como período

histórico (1950 a 1999), servindo de referência para a análise da evolução dos tipos climáticos nas regiões de estudo; os demais períodos referem-se às projeções para o presente século divididos de 2010 a 2039, 2040 a 2069 e 2070 a 2099.

Quadro 1 – Modelos utilizados e suas respectivas instituições e países

Modelo	**Grupo (ou centro) de modelagem**	**País**
ACCESS1-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) and Bureau of Meteorology (BOM)	Austrália
ACCESS1-3		
BCC-CSM-1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	China
CESM1-BGC	Community Earth System Model Contributors	Estados Unidos
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis	Canadá
CNRM-CM5	Centre National de Recherches Metéorologiques / Centre Européen de Recherche et Formation Avancée en Calcul Scientifique	França
IPSL-CM5A-MR	Institut Pierre-Simon Laplace	França
IPSL-CM5B-LR		
CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with Queensland Climate Change Centre of Excellence	Austrália
HadGem2-AO	National Institute of Meteorological Research/Korea Meteorological Administration	Coréia do Sul
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo). National Institute for Environment Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	Japão
MIROC-ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies.	Japão
MIROC-ESM-CHEM		
MPI-ESM-LR	Max-Planck-Institut for Meteorologie (Max Planck Institute for Meteorology)	Alemanha
Fonte: http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/terms.html		

2.1. REMOÇÃO DE VIÉS

Autores como Vlolosciuk *et al.* (2007), Ramirez-Villegas *et al.* (2013) e Turco *et al* (2015) que relatam a existência de elevado viés nos modelos globais

sendo necessário portanto a correção dos mesmo para minimizar-se os erros em relação a valores observados. A remoção de viés foi feita para as séries de precipitação e temperaturas médias, utilizando os dados observados pelo CRU através da Equação 1.

$$X_{cor} = \frac{(x_m - \bar{x}_m)}{s_m} \cdot S_{obs} + \bar{x}_{obs} \quad (2)$$

em que X_{cor} é a variável corrigida, X_m é o valor da variável original do modelo, é a média do modelo, S_m é o desvio padrão do modelo, e S_{obs} são, respectivamente, a média e o desvio padrão observados.

2.2. EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL

Após obtenção e remoção de viés das séries de temperatura foi calculada a evapotranspiração potencial para as regiões de estudo. O método utilizado para cálculo da evapotranspiração foi o de Hargreaves e Samani (1985). Tal método utiliza, como dados de entrada, valores de temperatura máxima, mínima e média. Na sequência foi realizada a correção estatística do viés, similar àquela feita para a precipitação, sendo a evapotranspiração potencial utilizada obtida pelas variáveis do CRU (UEA, 2015). Neste método, a evapotranspiração potencial pode ser estimada a partir da Equação 1:

$ETP = 0{,}0023(T_{med} + 17{,}8)*(T_{max} - T_{min})^{1/2}R_a*0{,}408$ (1)

em que:

ETP: é a taxa de evapotranspiração potencial ($mm.dia^{-1}$);

T_{med}: temperatura média do ar (ºC);

T_{max}: temperatura máxima do ar (ºC);

T_{min}: temperatura mínima do ar (ºC);

R_a: a radiação solar no topo da atmosfera ($mm.dia^{-1}$).

A radiação solar foi estimada em função da distância relativa entre a Terra e o Sol, na latitude do ponto de estudo. O valor 0,408 corresponde ao fator de conversão de $MJ.m^2.d^{-1}$ para $mm.dia^{-1}$.

2.3. BALANÇO HÍDRICO

A etapa seguinte foi o balanço hídrico pelo método de Thornthwaite e Mather (1955), utilizando como dados de entrada as séries de evapotranspiração e precipitação, obtidas nos passos anteriores, além das características do solo fornecidas pelo *Harmonized World Soil Databas*e (HWSD).

O balanço hídrico é dado pela Equação 3:

$$A_{\{t+1\}} = A_t + PR_t - ETR_t \quad (3)$$

Em que A é o armazenamento de água no solo (mm), PR a precipitação (mm), ETR a evapotranspiração real e t o tempo, ou seja, o volume de água armazenado no solo, para um tempo futuro depende das condições hídricas atuais.

A ETR é estimada fazendo a consideração de que: caso a soma dos volumes precipitado (PR) e retido no solo (A), em um período de tempo t, sejam maiores que a Evapotranspiração Potencial (ETP) do período a ETR será a própria ETP caso contrário a ETR será a soma de PR e A do período.

Outra variável utilizada no balanço hídrico é a capacidade de água admissível no solo (CAD), esta variável representa a quantidade máxima de água que o solo pode reter antes de ficar saturado e produzir escoamento. Neste trabalho foram utilizados os valores de CAD fornecidos pelo *Harmonized World Soil Database* (HWSD) disponibilizado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*) (WIEDER *et al.*, 2014). O escoamento superficial é, portanto, a diferença entre o volume de água disponível para o solo (A_{t+1}) e a CAD.

2.4. CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA

O SCC proposto por Thornthwaite classifica o clima de uma região em função do seu índice de umidade. Sendo este uma variável que depende do índice hídrico e o índice de aridez. O índice hídrico é dado pela equação 4 e representa a disponibilidade de água. O índice de aridez, dado pela equação 5, indica a deficiência hídrica da região:

$$I_h = \left(\frac{EXC}{ETP}\right) \cdot 100 \qquad (4)$$

$$I_a = \left(\frac{DEF}{ETP}\right) \cdot 100 \qquad (5)$$

Em que EXC é o excedente hídrico, ou seja, a quantidade de água que excede a capacidade de armazenamento no solo e torna-se escoamento superficial. DEF é a deficiência hídrica do solo, ou seja, a diferença entre os valores potenciais e reais de evapotranspiração.

A partir dos dois índices citados é calculado o índice de umidade do solo que é obtido segundo a Equação 6.

$$I_u = I_h - 0{,}6I_a \qquad (6)$$

A partir do índice de umidade do solo, o clima da região em estudo é classificado conforme um dos nove tipos climáticos mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação climática segundo o método de Thorthwaite

Tipos climáticos	Índice de umidade
A – Superúmido	100 ≤ Iu
B4 – Úmido	80 ≤ Iu < 100
B3 – Úmido	60 ≤ Iu < 80
B2 – Úmido	40 ≤ Iu < 60
B1 – Úmido	20 ≤ Iu < 40
C2 – Sub-úmido	0 ≤ Iu < 20
C1 – Sub-úmido seco	-20 ≤ Iu < 0
D – Semiárido	-40 ≤ Iu < -20
E – Árido	-60 ≤ Iu < -40

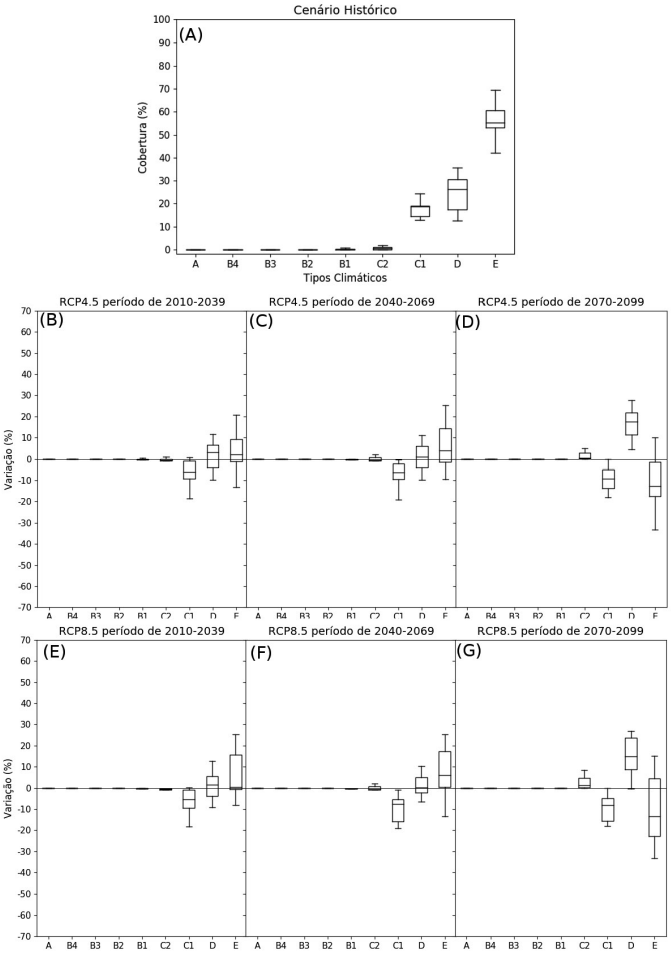
3. RESULTADOS

Os resultados Figura 1 mostram a predominância de climas áridos na região Nordeste do Brasil. Lima *et al.* (2001) destaca, devido suas características climáticas, esta região como a mais suscetível a problemas decorrentes de mudanças climáticas. Nesta região os modelos mostram alta ocorrência da classe climática mais árida (Figura 1) cobrindo mais de 50% da região. Isto evidencia a dificuldade que os modelos têm em representar a complexidade climática regional. A segunda classe mais frequente na região é a D (semiárido) com cobertura entre 20% e 30%. Devido à baixa resolução dos modelos existe a dificuldade em se representar mais fidedignamente a heterogeneidade de classes climáticas existentes na região em especial em regiões costeiras.

Os dois cenários utilizados mostram a diminuição da classe climática C2 enquanto os climas mais áridos podem avançar sobre a região com possível decréscimo do tipo E no final do Século. O aumento de climas mais áridos significa a diminuição de oferta hídrica o que poderá agravar os conflitos por água já existentes na região.

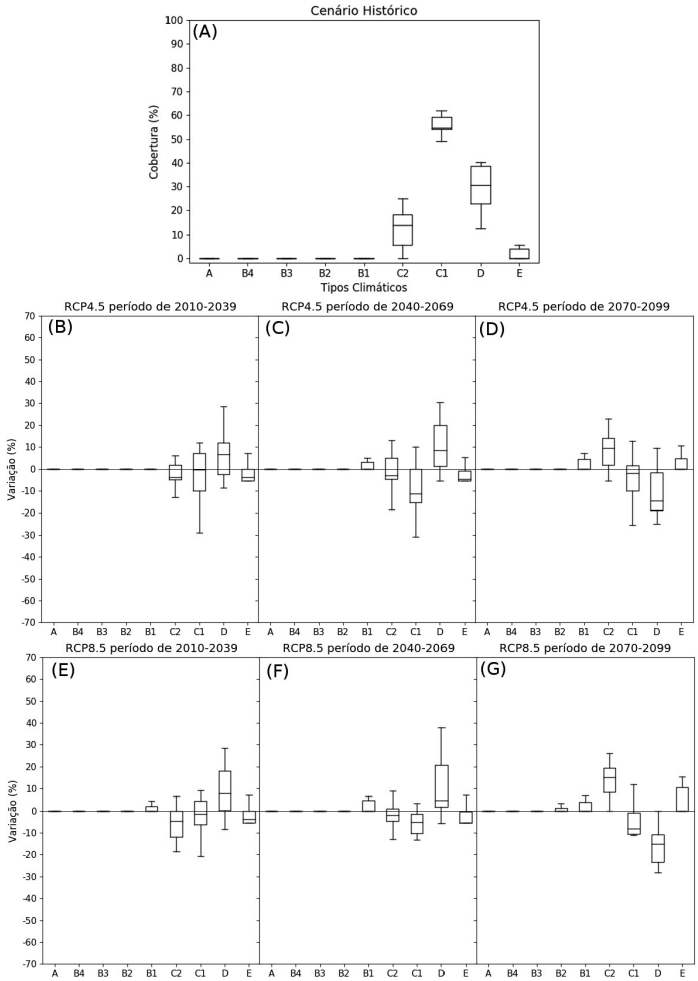
Na região Sudeste do país nota-se predominância da classe climática C1 (entre 50% e 80%) conforme mostrado na Figura 2. A segunda classe climática mais abrangente é a D (entre 20% e 30%). Esta é uma região de clima complexo caracterizado por ser uma zona de transição entre os climas semiáridos (a nordeste) e úmidos (a sul).

Figura 1 - Variação dos tipos climáticos na região Nordeste. (a) Área percentual de Cobertura de cada tipo de clima. Anomalia da área percentual coberta por cada tipo de clima no cenário RCP 4.5 (P45-PXX) para os períodos: (b) 2010-2039; (c) 2040-2069 e (d) 2070-2098. Anomalia da área percentual coberta por cada tipo de clima no cenário RCP 8.5 (P85-PXX) para os períodos: (e) 2010-2039; (f) 2040-2069 e (g) 2070-2098. Onde PXX, P45 e P85 representam área percentual coberta por cada tipo de clima em cada período do século.



A complexidade em se representar as variações do clima na região fazem com que os modelos dispersem-se para a evolução do clima na região ao longo do Século XXI. O cenário da RCP 4.5 aponta para a redução, intensificada do segundo período avaliado, de climas C1 e D juntamente com surgimento de climas mais úmidos C2 e B1. A RCP 8.5, caraterizada por mudanças climáticas mais intensas, mostra-se alterações mais acentuadas do que as apontadas na RCP 4.5, além do surgimento áreas de clima árido no fim do Século XXI.

Figura 2 - Variação da classificação climática na região Sudeste. (a) Área percentual de Cobertura de cada tipo de clima. Anomalia da área percentual coberta por cada tipo de clima no cenário RCP 4.5 (P45-PXX) para os períodos: (b) 2010-2039; (c) 2040-2069 e (d) 2070-2098. Anomalia da área percentual coberta por cada tipo de clima no cenário RCP 8.5 (P85-PXX) para os períodos: (e) 2010-2039; (f) 2040-2069 e (g) 2070-2098. Onde PXX, P45 e P85 representam área percentual coberta por cada tipo de clima em cada período do século.



4. CONCLUSÃO

Para a região Nordeste os modelos apontam para o aumento de clima árido implicando assim maior vulnerabilidade hídrica. A crescente demanda, a qual são submetidas as bacias localizadas no semiárido, exerce grande pressão sobre a mesma e condições climáticas mais desfavoráveis resultariam em condicionantes críticos ao desenvolvimento econômico da região. O risco associado a externalidade climática de longo prazo pode fragilizar o desenvolvimento econômico e social de um período, caso estratégias robustas não sejam tomadas para tornar o sistema mais resiliente.

As incertezas associadas às projeções na região Sudeste são elevadas devido a alta dispersão entre os modelos. Até a metade do Século os modelos usados apontam para aumento da região de clima semiárido e já ao final indicam a redução desta e aumento das áreas de clima mais úmido. A gestão de recursos hídricos nesta região deveria considerar a ocorrência do pior cenário a fim de adotar medidas que diminuam o risco de desabastecimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANCO MUNDIAL. Relatório sobre o desenvolvimento mundial de 2010: A mudança do clima e o desenvolvimento. São Paulo: *World Bank*, 50p. 2010.

FERNANDES, R. O.; SILVEIRA, C. S.; STUDART, T. M. C.; SOUZA FILHO, F. A. Reservoir yield intercomparison of large dams in Jaguaribe Basin-CE in climate change scenarios. REVISTA BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. , v.22, p.1 - 12, 2017.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evaporation from temperature. Journal of Applied Engineering in Agriculture, St Joseph, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate Change 2007: **The physical science basis.**Cambridge: IPCC, 2007, 18 p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability. In: MCCARTHY, J.J. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2001, 1032 p.

LIMA, R. C. C.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P. Desertificação

e Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro. (Ed). Instituto Nacional do Semiárido - INSA, Campina Grande, 209 p, 2011.

PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo do Volume 1 - Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 para o 1o Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Brasil: Volume Especial para a Rio+20, 2012, p. 34.

RAMIREZ-VILLEGAS, J.; CHALLINOR, A. J.; THORNTON, P. K.; JARVIS, A. Implications of regional improvement in global climate models for agricultural impact research. Environmental Research Letters. nº 8. 2013.

SABOIA, M. A. M.; SOUZA FILHO, F. A.; ARAUJO JUNIOR, L. M.; SILVEIRA, C. S. Climate changes impact estimation on urban drainage system located in low latitudes districts: a study case in Fortaleza-CE. RBRH. , v.22, p.1 - 15, 2017.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; COSTA, A. A.; CABRAL, S. L. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. Revista Brasileira de Meteorologia (Impresso). , v.28, p.317 - 330, 2013.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate.Geographical Rev.v. 38, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. Centerton, Drexel Institute of Technology-Laboratory of Climatology, 1955. 104p. (Publications in Climatology, v.8, n.1).

UEA, UNIVERSITY EAST ANGLIA. Climatic Research Unit. CRU. Disponível em: <http://www.cru.uea.ac.uk/>. Acesso em: 05 agosto 2015

VOLOSCIUK, C.; MARAUN, D.; VRAC, M.; WIDMANN, M. A combined statistical bias correction and stochastic downscaling method for precipitation. Hydrology and Earth System Sciences, nº; 21, og. 1693–1719, 2017.

WIEDER, W. R.; BOEHNERT, J.; BONAN, G. B.; LANGSETH, M. Regrided Harmonized World Soil Database v1.2. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, USA. 2014.

ANÁLISE DOS MODOS DE VARIAÇÃO (SAZONAL, INTERANUAL E MULTIDECADAL) DO CLIMA ATUAL ATRAVÉS DA ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS DE VAZÕES

Larissa Zaira Rafael Rolim
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O clima no Planeta está mudando devido a ações antropogênicas e aos processos climáticos naturais. Estas mudanças podem ser observadas por meio de modificações no ciclo hidrológico com impacto direto nos padrões das variáveis hidrológicas, como a precipitação, a evapotranspiração e os escoamentos (IPCC, 2013). Esta variabilidade climática tem impacto direto nas séries hidroclimatológicas e, consequentemente, na disponibilidade hídrica e atividades que dependem da água. Há ainda impactos que podem afetar o nível do mar, a agricultura e a geração de energia hidroelétrica, que podem gerar grandes pressões sobre os hidrossistemas (Marengo & Valverde, 2007).

A análise desta variabilidade em séries hidrológicas, geralmente, visa detectar a presença de tendências, periodicidades ou ciclos que estão associadas aos índices climáticos de larga-escala. As diferentes escalas temporais de variação estão ligadas a ocorrência de eventos extremos em uma determinada região, sendo sua análise um fator de redução de incerteza devido à alta correlação desta com as variáveis hidrológicas.

A análise de tendência das séries temporais é um componente importante no planejamento e na gestão e de recursos hídricos, principalmente, quando analisado seus múltiplos usos, sendo, assim, demanda uma cuidadosa análise do regime de vazões e dos modos de variações dos mesmos (Alves *et al.*, 2013). Muito autores avaliaram a tendências de séries temporais hidrológicas no Brasil, dentre estes, destacam-se os trabalhos de Silveira *et al.* (2015), que realizaram uma avaliação de tendência e variabilidade na bacia do São Francisco aplicando médias móveis para um horizonte de dez anos, regressão linear e método de Mann-Kendall-Sen para as variáveis de precipitação e temperatura. Silva *et al.* (2013) verificaram a tendência das séries de precipitação e vazão na região do Alto São Francisco, utilizando o teste de Mann-Kendall.

Uma das condicionantes dos modos de variação de séries temporais hidrológicas são os sistemas atmosféricos e suas interações em diferentes escalas de tempo, sendo assim moduladores do clima e consequentemente de variáveis hidrológicas. Segundo Marengo & Valverde (2007), na Amazônia e no Nordeste observou-se a presença de uma variabilidade nas escalas interanual e interdecadal

de precipitações e vazões. Esta variabilidade está associada a padrões interanuais do El Niño Oscilação Sul (ENOS) e uma variabilidade na escala de tempo interdecadal, que pode estar associada à variabilidade decadal do Pacífico (ODP – Pacific Decadal Oscillation), do Atlântico (NAO - North Atlantic Oscillation) e à variabilidade do Atlântico Tropical e do Atlântico Sul. Anjos (2015) avaliou a variabilidade de frequências de 2 a 4, 4 a 6 e 6 a 8 anos das afluências históricas do Sistema Interligado Nacional (SIN), utilizando a análise de ondeletas, que permitiu avaliar as causas dessas variabilidades através de índices climáticos, no entanto, nenhum índice pôde ser relacionado com significância a variabilidade analisada das vazões afluentes. Santos & Morais (2013) avaliaram séries temporais de precipitação na Bacia do São Francisco por meio da análise de ondeletas onde foi verificado padrões de variabilidade mensal e anual. Alves *et al.* (2013) constatou tendências negativas nos postos do Operador Nacional de Sistema e correlação positivas com o índice de Oscilação Decadal do Pacifico. Deste modo, o presente capítulo visa avaliar a estrutura das séries temporais de vazões naturais afluentes médias mensais da Bacia do São Francisco quanto a presença de tendência e seus modos de variação buscando explicá-los junto as variáveis climáticas.

2. METODOLOGIA

2.1. DADOS E LOCAL DE ESTUDO

A bacia do rio São Francisco tem uma área de aproximadamente 638.466 km² e se estende por seis estados: Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Goiás, além do Distrito Federal, ocupando quase 8% do território brasileiro. O rio São Francisco corre aproximadamente por 2.863 km até o Oceano Atlântico e tem uma vazão média de 2.850 m³/s. Na cabeceira do rio São Francisco a precipitação média é de 1600mm, no entanto, no meio da bacia predomina uma região seca com altos níveis de evapotranspiração e precipitações com médias anuais menores que 500 mm. Devido variações de precipitação na bacia, reservatórios com grande capacidade de armazenamento foram construídos para acumular água e gerar energia. Os três maiores reservatórios são Três Marias, Sobradinho e Itaparica (Mendes et al., 2015; ANA, 2016).

Para a análise das séries temporais foram utilizadas as séries de vazões naturais afluentes médias mensais do Operador Nacional do Sistema (ONS) para os reservatórios. Estas séries se referem ao período de janeiro de 1931 a dezembro de 2015. Os postos analisados foram: Retiro Baixo, Três Marias, Sobradinho Incremental, Sobradinho, Itaparica e Moxotó. Pórem, foi avaliada apenas a série da usina de Moxotó do Complexo Paulo Afonso – Moxotó, pois as demais séries temporais não regularizam vazão sendo tratadas como uma única série. Os índices climáticos utilizados para explicar a variabilidade das séries de vazão foram retirados do site da *"National Oceanic and Atmospheric Administration"* (https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/climateindices/list/). A ODP utilizada é uma série

mensal que varia entre os anos de 1948 a 2016 e o Niño 3.4 varia entre os anos de 1950 e 2016.

2.2. MÉTODOS DE DECOMPOSIÇÃO

Para uma modelagem hidrológica adequada é importante o conhecimento de alguns padrões de comportamento comumente encontrado em séries temporais. Uma série temporal pode ser definida como um conjunto de variáveis ordenadas no tempo. Em sua maioria, as séries podem apresentar componentes periódicos, cíclicos e de sazonalidade, sendo encontrados, em séries hidrológicas, uma combinação destes elementos.

Um dos principais objetivos da decomposição de uma série temporal é a identificação de suas características marcantes e, desta forma, ganhar uma visão do funcionamento da estrutura hidrológica que gerou a séries, além da possibilidade de prever seus valores futuros. A séries mensais de vazão foram decompostas pelas seguintes metodologias: Médias móveis, filtro de Hodrick-Prescott, análise de ondeleta e decomposição completa em modos empíricos por conjunto com ruído adaptativo.

• *2.2.1. Médias móveis*

A decomposição por médias móveis divide a série temporal em componentes de tendência, de sazonalidade e um componente aleatório. A função usa um método de média móvel de 12 meses para estimar o componente de tendência, atribuindo um peso a cada ponto. Em seguida, diminui a série calculando a média do valor sazonal para cada mês, em todos os períodos e finalmente encontra-se o componente aleatório subtraindo a tendência e o componente sazonal da série de temporal (Kendall & Stuart, 1983; Brockwell & Davis, 2016). Siqueira & Molion (2012) citam como uma desvantagem da técnica a possível perda de informações da série original.

• *2.2.2 Filtro de Hodrick-Prescott*

Outra função para decomposição de séries temporais é o filtro de Hodrick-Prescott (1997), no qual pode-se estimar o componente cíclico de tendência de uma série usando um parâmetro de suavização de frequência. Nesta abordagem assume-se que a série temporal observada é composta por um componente de tendência e um componente estacionário, então é possível minimizar os erros quadráticos para obter os parâmetros do modelo.

• *2.2.3. Decomposição completa em modos empíricos por conjunto com ruído adaptativo (CEEMDAN)*

O método de decomposição completa em modos empíricos por conjunto com ruído adaptativo (CEEMDAN - Complete ensemble empirical mode decomposition with adaptative noise) é uma adaptação do Modo de Decomposição Empirica (EMD – Empirical mode decomposition), utilizado para análise no domínio tempo-frequência, mostrando-se uma ferramenta versátil para processos não-lineares e não-estacionários. O método é um processo iterativo que desagrega a série original em funções de modo intrínseco (IMF – intrinsic mode function) (Antico et al., 2014)

- ***2.2.4. Wavelet***

A análise de ondeleta é uma técnica amplamente utilizada em fenômenos periódicos em séries temporais não-estacionárias, especialmente em frequências variantes no tempo. A função da ondeleta $\psi(t)$ é definida matematicamente por $\int_{-\infty}^{+\infty} \psi(t)dt = 0$ (Huo et al., 2016). Esta função oscila durante um determinado período de tempo e depois diminui para zero. No método da transformada de ondeleta, a entrada do modelo é dividida em um subconjunto de ondeletas contínuas ou discretas onde cada subsignal desempenha um papel diferente e têm um comportamento único. (Percival e Walden, 2000).

A escolha da ondeleta-mãe é muito relevante, sendo este dependente do tipo de informação requerido na saída do modelo. Há muitas funções de ondeletas disponíveis como: ondeleta de Haar, ondeleta de Daubechies, ondeleta de Mexican Hat, ondeleta de Morlet, entre outras. A ondeleta de Morlet é comumente utilizada em séries temporais hidrológicas, pois descreve bem as séries temporais e possui uma melhor localização tempo-frequência, quando comparada as demais ondeletas, como as ondeletas de Mexican Hat e de Daubechies (Huo et al., 2016; Nalley et al., 2016).

2.3. ANÁLISE DE TENDÊNCIA

A análise ou detecção de tendências é um aspecto importante nas pesquisas e estudos com variáveis hidrológicas. Estas podem ser identificadas por simples regressões lineares ou por testes estatísticos. Foram aplicados uma regressão linear para identificar a tendência, o teste de Mann-Kendall para analisar a significância e a declividade de Sen para quantificar a magnitude da tendência. Os testes foram aplicados na série original e no resíduo da série após sua decomposição. Quando os componentes de uma série temporal são extraídos, restando apenas o componente residual o mesmo, é caracterizado por um comportamento irregular para o qual não existe uma única explicação do seu comportamento. Se o resíduo segue uma tendência ou manifesta um padrão regular, então este pode conter características que deveriam ter sido atribuídas aos outros componentes. Para as decomposições no domínio tempo-frequência, o resíduo das séries foi considerado como o período com frequência maior que uma frequência limite delimitada.

• *2.3.1. Regressão linear simples*

A regressão linear é uma abordagem simples na identificação de tendência em séries temporais. Esta pode ser aplicada utilizando a Equação 01.

$$y = \beta_0 + \beta_1 t + \varepsilon \quad (1)$$

Onde é a série temporal, β_0 e β_1 são os coeficientes de regressão do modelo e ε é o componente de erro do modelo. O teste foi utilizado para identificar a presença de uma tendência visualmente.

• *2.3.2. Mann-Kendall*

O teste de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall 1975) é um teste não-paramétrico amplamente utilizado em séries temporais hidrológicas e ambientais para localizar a presença de tendências monoatômicas. O teste de Mann-Kendall foi aplicado nas séries fluviométricas, a fim de identificar a presença de tendência, utilizando um nível de significância de 95% (α = 0,05). O teste pode ser calculado por:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^{n} sgn(X_j - X_k) \quad (2)$$

Com

$$sgn(x) = \begin{cases} 1 & if\ x > 0 \\ 0 & if\ x = 0 \\ -1 & if\ x < 0 \end{cases} \quad (3)$$

• *2.3.4. Declividade de Sen*

O teste da declividade de Sen's (Sen, 1968) é aplicado de forma complementar ao teste de Mann-Kendall, sendo também um teste não-paramétrico. Esse teste é utilizado para verificar a magnitude da tendência. O teste calcula a declividade e o intercepto de acordo com o método de Sen's. A declividade é calculada por:

$$d_k = \frac{X_j - X_i}{j - i} \quad (4)$$

A declividade de Sen's é calculada como sendo a mediana de todas as declividades e os interceptos são calculados para cada passo de tempo (t), como na equação:

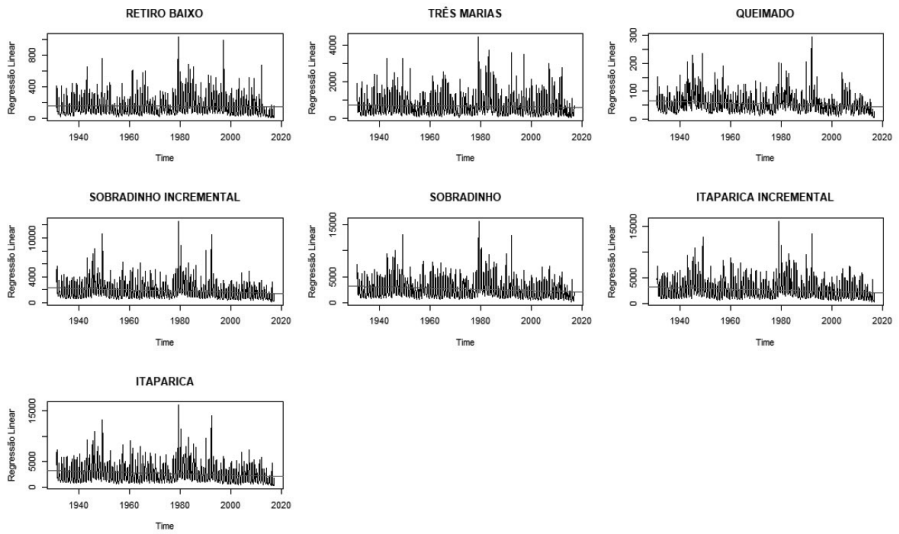
$$a_t = X_t - bt \quad (5)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. TESTES DE TENDÊNCIAS

Os resultados da análise de tendência (método de Mann-Kendall e declividade de Sen) são descritos na Tabela 1 e os resultados da regressão linear para os postos estão apresentados na Figura 1. Todos os postos analisados apresentaram uma tendência negativa, quando feita a regressão simples nas séries temporais.

Figura 1 - Regressão Linear para os postos da Bacia do São Francisco.



Quando avaliadas as séries de vazões naturais afluentes médias mensais pelo método de Mann-Kendall-Sen, todas as séries apresentaram uma tendência com inclinação negativa.

Tabela 1 - Testes de Mann-Kendall-Sen para os sete postos selecionados.

Posto	Método de decomposição	Mann-Kendall			Declividade de Sen	Vazão média da estação	Hipótese Nula
		Z	p-valor	tau	(m³/s/mês)	(m³/s)	(h0)
Q155 – Retiro Baixo	Série Original	-3,24	0,0012	-6,74E-02	-3,19E-04		1
	Médias Móveis	-0,45	0,652	-9,44 E-03	2,43E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	-1,02	0,31	-2,47E-02	-	152,8	0
	CEEMDAN	32,8	2,2E-16	6,829E-01	7,27E-04		1
	Ondeleta	-4.61	4,1E-06	-9,57E-02	-5,42E-06		1

Q156 – Três Marias	Série Original	-4.89	9,8E-07	-1,02E-01	-4,59E-06		1
	Médias Móveis	-0,12	0,9031	-2,54E-03	-7,09E-06		0
	Filtro Hodrick-Prescott	0,18	0,85	4,45E-0	-	673,8	0
	CEEMDAN	4,46	8,1E-06	9,27E-02	2,36E-05		1
	Ondeleta	2,37	0,0174	4,94E-02	2,04E-06		1
Q158 – Queimado	Série Original	-7,53	4,7E-14	-1,56E-01	-6,83E-04		1
	Médias Móveis	0,85	0,3916	1,79E-02	4,89E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	0,91	0,359	2,23E-02	-	54,3	0
	CEEMDAN	-48,1	2,2E-16	-1	-5,98E-04		1
	Ondeleta	-2,23	0,0254	-4,64E-02	-2,21E-06		1
Q168 – Sobradinho Incremental	Série Original	-12,5	2.2E-16	-2,59E-01	-1,07E-03	1861,3	1
	Médias Móveis	-0,46	0,6454	-9,62E-03	-2,52E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	0,32	0,7496	7,71E-03	-		0
	CEEMDAN	-21,5	2,2E-16	-4,48E-01	-7,74 E-04		1
	Ondeleta	1,63	0,1019	3,40 E-02	1,11 E-06		0
Q169 – Sobradinho	Série Original	-10,7	2,2E-16	-2,24E-01	-9,88E-04	2589,5	1
	Médias Móveis	-0,47	0,636	-9,89E-03	-2,57E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	0,278	0,781	6,71E-03	-		0
	CEEMDAN	-18.9	2,2E-16	-3,93E-01	-8,50E-04		1
	Ondeleta	1,59	0,1098	3,32E-02	1,24E-06		0
Q172 – Itaparica	Série Original	-10,3	2,2E-16	-2,15E-01	-9,46E-04	2665,1	1
	Médias Móveis	-0,39	0,6951	-8,19E-03	-2,18E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	1,08	0,279	2,61E-02	-		0
	CEEMDAN	-16,1	2,2E-16	-3,35E-01	-8,988E-04		1
	Ondeleta	0,111	0,9115	2,31E-03	9,52E-08		0
Q173 – Moxotó	Série Original	-10,0	2,2E-16	-2,08E-01	-9,22E-04	2680,9	1
	Médias Móveis	-0,39	0,6942	-8,22E-03	-2,24E-05		0
	Filtro Hodrick-Prescott	-0,83	0,4031	-2,02E-02	-		0
	CEEMDAN	-10,1	2,2E-16	-2,10E-01	-5,15E-04		1
	Ondeleta	-0,60	0,5429	-1,26E-02	-5,409E-07		0

A séries foram decompostas utilizando quatro diferentes técnicas, então foram testadas o resíduo para a presença de tendência no mesmo. Dentre as metodologias aplicadas, o CEEMDAN apresentou tendência no resíduo para todas as séries. Na decomposição por ondeletas, as séries de Retiro Baixo, Três Marias

e Queimado também apresentaram tendência no resíduo, enquanto as demais séries avaliadas estavam livres de tendência.

3.2. ANÁLISE DOS MODOS DE VARIAÇÃO

As séries temporais da bacia do São Francisco apresentam uma pronunciada variabilidade sazonal com meses em que alguns reservatórios apresentam um média de 5.000 m³/s e outros períodos do ano chegando a 1.000 m³/s (Figura 2). A Figura 3 sinaliza a decomposição da série de vazões de Retiro Baixo pelo método de médias móveis, onde pode-se perceber com clareza a componente de sazonalidade da série.

Figura 2 - Média das vazões mensais entre os anos de 1931 e 2016 dos postos selecionados.

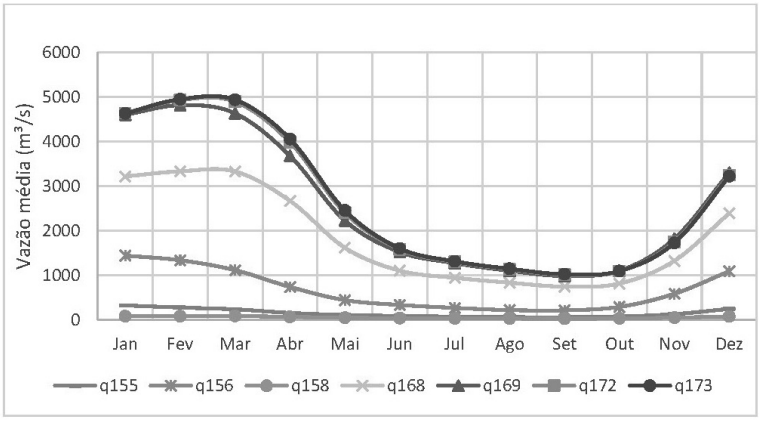


Figura 3 - Decomposição por médias móveis da série de vazões de Retiro Baixo.

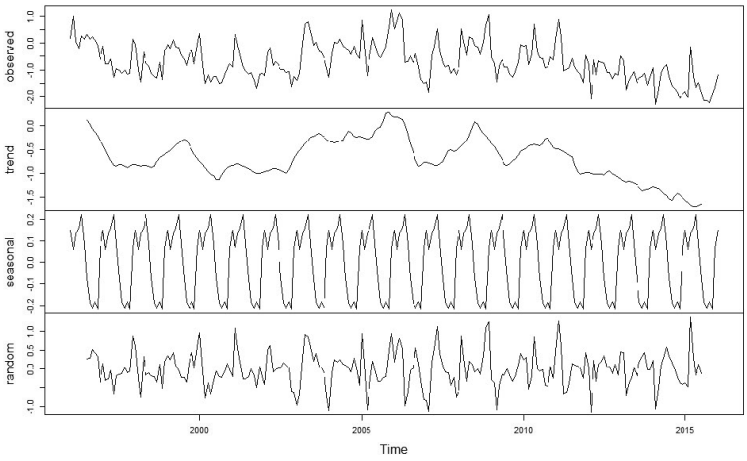


Tabela 2 - Resultados das variâncias e frequência das IMFs utilizando o método do CEEMDAN.

Posto	**Q155**		**Q156**		**Q158**	
IMFs	**Variância**	**Frequência**	**Variância**	**Frequência**	**Variância**	**Frequência**
IMF1	20%	0,21	18%	0,19	19%	0,21
IMF2	14%	0,59	15%	0,59	14%	0,94
IMF3	18%	1,50	18%	1,33	15%	1,06
IMF4	16%	2,99	9%	2,12	12%	2,67
IMF5	7%	4,23	10%	4,23	14%	10,67
IMF6	14%	13,44	14%	11,97	21%	16,93
IMF7	19%	19,01	6%	16,93	10%	16,93
IMF8	7%	26,88	7%	26,88	8%	26,88
Posto	**Q168**		**Q169**		**Q172**	
IMFs	**Variância**	**Frequência**	**Variância**	**Frequência**	**Variância**	**Frequência**
IMF1	17%	0,21	14%	0,24	17%	0,37
IMF2	16%	0,67	13%	0,67	16%	0,75
IMF3	14%	1,19	16%	1,19	17%	1,50
IMF4	9%	2,38	11%	2,12	10%	2,67
IMF5	5%	4,23	6%	3,77	10%	5,99
IMF6	15%	11,97	12%	11,97	6%	11,97
IMF7	9%	16,93	14%	19,01	7%	19,01
IMF8	8%	26,88	13%	26,88	14%	26,88
Posto	**Q173**					
IMFs	**Variância**	**Frequência**				
IMF1	17%	0,42				
IMF2	15%	0,67				
IMF3	18%	1,50				
IMF4	9%	2,67				
IMF5	6%	6,72				
IMF6	12%	11,97				
IMF7	14%	19,01				
IMF8	19%	26,88				

Na definição das escalas temporais, foram considerados períodos inferiores a 1 ano como intranuais, entre 1 e 2 anos são considerados anuais, entre 2 e 8 anos interanuais, entre 8 e 16 anos decadais, e acima de 16 anos interdecadais (Lopardo, 2017).

Como as séries utilizadas na decomposição foram mensais, pode-se perceber a forte presença de uma escala intranual ou sazonal (Tabela 2). Na decomposição pelo método do CEEMDAN, a frequência das séries é um resultado da análise de ondeletas nas IMFs e correspondem a escala de tempo das oscilações encontradas após a decomposição.

A maioria das séries apresentaram a escala intranual nas IMFs 1 e 2, a escala anual na IMF 3, as séries apresentaram a escala interanuais nas IMFs 4 e 5, exceto a série Q158 que apresentou esta escala apenas na IMF 4. A escala decadal foi representada na IMF 6 e a escala interdecadal nas demais IMFs.

Tabela 3 - Resultado da correlação entre as IMFs e os índices climaticos analizados.

	Q155		**Q156**		**Q158**	
	ODP	**NIÑO 3.4**	**ODP**	**NIÑO 3.4**	**ODP**	**NIÑO 3.4**
IMF	7	4	6	7	7	6
Correlação	0,78	0,45	0,19	-0,10	0,27	0,20
Escala temporal	interdecadal	interanual	decadal	interdecadal	interdecadal	interdecadal
	Q168		Q169		Q172	
	ODP	NIÑO 3.4	ODP	NIÑO 3.4	ODP	NIÑO 3.4
IMF	7	7	7	7	5	7
Correlação	0,41	-0,26	-0,24	-0,52	-0,26	-0,41
Escala temporal	interdecadal	interdecadal	interdecadal	interdecadal	interanuais	interdecadal
	Q173					
	ODP	NIÑO 3.4				
IMF	5	7				
CORRELAÇÃO	-0,30	-0,44				
Escala temporal	interanuais	interdecadal				

As correlações simultâneas observadas entre as séries decompostas de vazão e as escalas temporais identificadas para cada IMF apresentaram, em sua maioria, maiores correlações para as escalas interdecadais e os dois índices climáticos avaliados. As vazões das séries Q155 apresentou uma maior correlação na escala interanual com o Nino 3.4. A vazão da série 156 apresentaram maiores correlação na escala decadal com a ODP, e as vazões das séries Q172 e Q173 apresentaram correlações interanuais com a ODP (Tabela 3).

Figura 4 - Correlação entre as IMFs do posto Retiro Baixo.

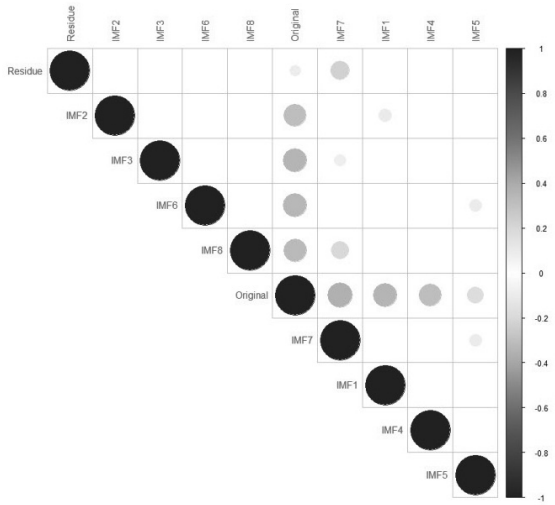


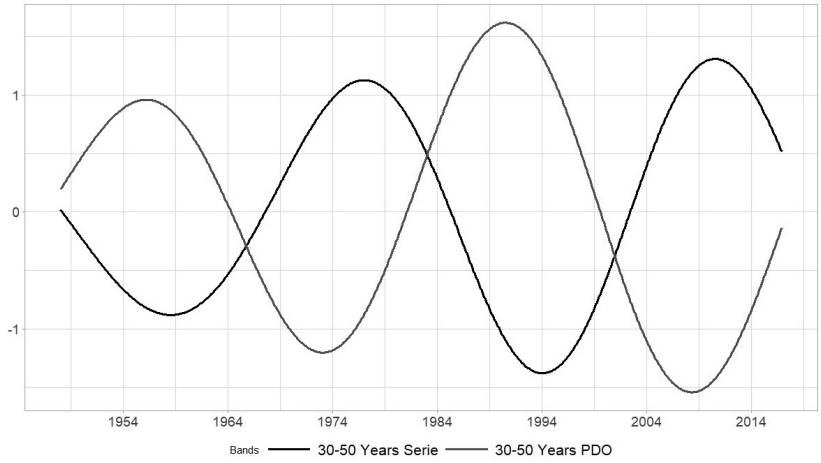
Tabela 4 - Resultados da decomposição da série temporal pelo método de ondeletas

	Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4		Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4
Q155	2 a 8 anos	21,546%	0,207	0,353	Q156	2 a 8 anos	21,122%	0,122	0,376
	16 a 24 anos	2,166%	0,226	0,535		16 a 24 anos	3,049%	0,622	0,622
	30 a 50 anos	0,112%	-0,135	-0,868		30 a 50 anos	0,152%	**-0,855**	**-0,942**
	Resíduo	0,012%	**-0,631**	-0,425		Resíduo	0,014%	-0,502	-0,688
Escala Temporal			interdecadal	interdecadal	Escala Temporal			interdecadal	interdecadal
	Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4		Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4
Q158	2 a 8 anos	21,672%	0,138	0,169	Q168	2 a 8 anos	16,001%	0,169	0,165
	16 a 24 anos	2,234%	0,055	-0,098		16 a 24 anos	3,719%	0,207	0,465
	30 a 50 anos	0,180%	-0,190	-0,363		30 a 50 anos	0,187%	**-0,837**	-0,841
	Resíduo	0,010%	**-0,726**	**-0,867**		Resíduo	0,005%	-0,369	**-0,933**

Escala Temporal			interdecadal	interdecadal	Escala Temporal			interdecadal	interdecadal
	Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4		Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4
Q169	2 a 8 anos	17,643%	0,177	0,261	Q172	2 a 8 anos	17,830%	0,153	0,208
	16 a 24 anos	4,084%	0,211	0,543		16 a 24 anos	4,108%	0,243	0,571
	30 a 50 anos	0,205%	**-0,845**	-0,904		30 a 50 anos	0,210%	**-0,805**	-0,859
	Resíduo	0,010%	-0,440	**-0,987**		Resíduo	0,009%	-0,395	**-0,989**
Escala Temporal			interdecadal	interdecadal	Escala Temporal			interdecadal	interdecadal
	Banda	Variância	Cor ODP	Cor Niño 3.4					
Q173	2 a 8 anos	17,860%	0,168	0,226					
	16 a 24 anos	3,994%	0,203	0,542					
	30 a 50 anos	0,207%	**-0,792**	-0,844					
	Resíduo	0,008%	-0,395	**-0,991**					
Escala Temporal			interdecadal	interdecadal					

Na decomposição por transformada de ondeleta foram definidos os períodos de 2 a 8 anos como alta frequência, de 16 a 24 anos como média frequência e de 30 a 50 anos como baixa frequências e os períodos acima de 50 anos foram considerados resíduo. Como o menor período estabelecido foi o de 2 anos, não foi possível verificar correlações no nível intranuais. Avaliando a variância explicada das séries, a banda de alta frequência ou escala intranual (entre 2 a 8 anos) foi a que apresentou a maior variância, explicada em todas as séries de vazão (Tabela 4). Verificando as correlações entre as bandas determinadas e os índices climáticos, pode-se constatar, para todas as séries, que a maior correlação se encontra na escala interdecadal (Figura 5).

Figura 5 - Banda de baixa frequência da série temporal de Sobradinho e série da ODP.



4. CONCLUSÃO

As mudanças climáticas e ações antropogênicas vêm causando um impacto direto nas variáveis hidroclimatológicas. Foram analisadas séries de vazões naturais afluentes médias mensais do ONS para os reservatórios pertencentes a Bacia do São Francisco quanto a tendência das séries históricas e seus respectivos modos de variação. Os modos de variação das séries foram avaliados utilizando diferentes métodos de decomposição, sendo estes: decomposição por medias móveis, filtro de Hodrick-Prescott, CEEMDAN e transformada de ondeletas. Foram analisadas as tendências das séries e seus respectivos resíduos, visando analisar a presença de tendência nestes. As séries apresentaram uma tendência negativa para todos os postos, dentre os resíduos testados, o método da transformada de ondeleta apresentou tendência em algumas séries, e o CEEMDAN apresentou tendência em todos os resíduos resultantes das decomposições.

A séries apresentaram grande variabilidade sazonal, podendo haver uma variação de médias das vazões de até cinco vezes entre diferentes meses do ano. A variabilidade sazonal foi também avaliada na decomposição por médias móveis e pelo método do CEEMDAN. No método do CEEMDAN foi possível identificar todas as escalas de variabilidade, sendo a presença de maiores variâncias nas escalas intra, anual e interanual. Na decomposição por ondeletas a maior variância explicada também está presente na banda de alta frequência, que corresponde a escala interanual.

A variabilidade climática encontrada foi correlacionada com os índices climáticos de ODP e Niño 3.4, as séries decompostas pelo método do CEEMDAN

e a transformada de ondeletas. As maiores correlações encontradas foram na escala interdecadal para ambos os índices na maioria das séries.

O presente trabalho abordou diferentes metodologias de decomposição de séries hidroclimatológicas, verificando sua variabilidade em diferentes escalas de tempo, sendo de grande importância para a avaliação da estrutura das séries temporais hidrológicas e como estas são afetadas por índices climatológicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, Bruno Costa Castro; SOUZA FILHO, F. A.; SILVEIRA, C. S. Análise de tendências e padrões de variação das séries históricas de vazões do operador nacional do sistema (ONS). Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013.

ANA, Agência Nacional de Águas. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. 2016.

ANA, Agência Nacional de Águas. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. 2016.

ANJOS, Sarah Lopes dos. Ondaletas aplicadas à análise de variabilidade de baixa frequência em séries de afluência aos reservatórios hidrelétricos brasileiros.

ANTICO, A.; SCHLOTTHAUER, G.; TORRES, M. E. Analysis of hydroclimatic variability and trends using a novel empirical mode decomposition: application to the Paraná River Basin. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, v. 119, n. 3, p. 1218-1233, 2014.

BROCKWELL, P. J.; DAVIS, R. A. Introduction to time series and forecasting. Springer, 2016.

HODRICK, R. J.; PRESCOTT, E. C. Postwar US business cycles: an empirical investigation. Journal of Money, credit, and Banking, p. 1-16, 1997.

HUO, Xueli et al. Application of Wavelet Coherence Method to Investigate Karst Spring Discharge Response to Climate Teleconnection Patterns. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, v. 52, n. 6, p. 1281-1296, 2016.

KENDALL, M. G. Rank Correlation Methods, Charles Griffin, London,1975.

KENDALL, Maurice George et al. The advanced theory of statistics. The advanced theory of statistics., n. 2nd Ed, 1946.

LOPARDO, N. (2017). Modelo acoplado para avaliação de vazões mínimas em bacias hidrográficas incorporando a variabilidade climática. Tese (Doutorado) — UFPR, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2017.

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. Econometrica: Journal of the Econometric Society, p. 245-259, 1945.

MARENGO, Jose A.; VALVERDE, Maria C. Caracterização do clima no Século

XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. Revista Multiciência, v. 8, p. 5-28, 2007.

MENDES, L. A. et al. Trade-Off Analysis among Multiple Water Uses in a Hydropower System: Case of São Francisco River Basin, Brazil. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 141, n. 10, p. 4015014, 2015.

NALLEY, D. et al. Inter-annual to inter-decadal streamflow variability in Quebec and Ontario in relation to dominant large-scale climate indices. Journal of Hydrology, v. 536, p. 426-446, 2016.

NOAA – Índices Climáticos. Disponível em: https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/climateindices/list/.

PERCIVAL, D. B.; WALDEN, A. T. Wavelet methods for time series analysis. Cambridge university press, 2006.

SANTOS, C. A. G.; MORAIS, B. S. Identification of precipitation zones within São Francisco River basin (Brazil) by global wavelet power spectra. Hydrological sciences journal, v. 58, n. 4, p. 789-796, 2013.

SEN, Pranab Kumar. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. Journal of the American statistical association, v. 63, n. 324, p. 1379-1389, 1968.

SILVA, R. M. et al. Space-time variability of rainfall and hydrological trends in the Alto São Francisco River basin. Climate and Land Surface Changes in Hydrology, v. 359, p. 48-54, 2013.

SILVEIRA, C. S. et al. Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: uma análise para precipitação e temperatura. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 21, n. 2, p. 416-428, 2016.

SIQUEIRA, A. H.Batista; MOLION, L. C. Utilização do filtro Hodrick-Prescott nas análises de dados climáticos. Revista Brasileira de Climatologia, v. 11, 2012.

STOCKER, T. F. et al. IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1535 pp. 2013.

WU, Zhaohua et al. On the trend, detrending, and variability of nonlinear and nonstationary time series. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 104, n. 38, p. 14889-14894, 2007.

ANÁLISE DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES DE PRECIPITAÇÃO E VAZÃO

Larissa Zaira Rafael Rolim
Francisco de Assis de Souza Filho
Renan Vieira Rocha

1. INTRODUÇÃO

Muitas infraestruturas voltadas para o aproveitamento dos recursos hídricos, como a geração de energia, vêm sendo planejadas e operadas dentro da premissa da estacionariedade, ou seja, o sistema não varia com o tempo, contemplando um equilíbrio ao redor de uma média constante. Muitos modelos utilizados aplicam registros históricos como dados de entradas para a estimação de parâmetros e consideram as características estatísticas invariantes no tempo de forma implícita (Detzel et al., 2011). Devido as mudanças climáticas e as ações antropogênicas, existem muitos questionamentos acerca desta premissa no planejamento dos recursos hídricos (Milly et al.,2008), explicando assim a necessidade da compreensão da estrutura da série temporal hidrológica.

Em estudos que empregam séries temporais hidrológicas é necessário o conhecimento de suas propriedades estatísticas. Por estas serem observações de fenômenos naturais, tais séries tendem a variar com o tempo, podendo ser caracterizadas como não-estacionarias, se essas variações forem consideradas significativas. Especula-se que a responsabilidade da elevada não-estacionariedade das séries hidrológicas está relacionada com as mudanças climáticas e ações antropogênicas (Milly et al.,2008; Detzel et al., 2016; Serinaldi & Kilsby, 2015; Chen et al., 2017).

A premissa da estacionariedade é considerada viável em séries curtas (até 30 anos), entretanto, quando trabalha-se com séries mais longas essa condição são apontadas como uma possível fonte de erros e imprecisões no modelo hidrológico, por isso muitos estudos vêm sendo desenvolvidos para a investigação da estacionariedade das séries hidrológicas brasileiras utilizando, em sua maioria, testes estatísticos. Müller et al. (1998) analisaram as séries de precipitação e vazão das bacias hidrográficas dos rios afluentes à usina Itaipú por meio de testes estatísticos e concluiu que as séries fluviométricas e pluviométricas são não-estacionárias. Batista et al. (2009) avaliaram séries hidrológicas do Sul-Sudeste do Brasil, onde foi verificado a estacionariedade das séries do Sudeste Brasileiro e a não-estacionariedade das séries da região Sul a partir da década de 70. Detzel et al. (2011) realizaram um estudo para verificar a estacionariedade das séries de afluência das hidroelétricas Brasileiras, concluindo que as séries do subsistema Sul não apresentam nenhuma série estatisticamente estacionária, enquanto que, para as séries da região Norte e Nordeste, as séries foram consideradas estatisticamente

estacionárias. Pedrosa e Souza (2009) realizaram um estudo das vazões médias e mínimas do rio Paraíba, onde avaliaram que não há evidência estatística para rejeitar a hipótese de estacionariedade na região.

A maioria dos estudos para avaliar a estacionariedade feitos com séries hidrológicas utiliza testes estatísticos, como os testes de Mann-Kendall ou t-Student, entretanto, que foram amplamente usados no passado na econometria aplicados a séries temporais, estão sendo utilizados para avaliar series hidrológicas como no estudo de Karamouz et al. (2015), onde foi verificado a estacionariedade de uma série de precipitação utilizando o teste ADF. Zhao & Chen (2015) aplicaram o teste ADF para analisar estacionariedade de séries de escoamento anuais para quatro estações hidrológicas. Modarres & Ouarda (2014) utilizaram o teste de raiz unitária de Dickey-Fuller (ADF) e o teste de Phillips-Perron para verificar a estacionariedade de índices climáticos e índices de seca.

Portanto, visando avaliar a estrutura das séries temporais de pluviometria e fluviometria do estado do Ceará, Brasil foram realizados: i) Testes estatísticos como Wilcoxon, t de Student, Cox-Stuart e Mann-Kendall; ii) Testes de raiz unitária como Dickey-Fuller, Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin, Phillips-Perron and Dickey Fuller-GLS (ERS). Ressalta-se que as características físicas da bacia não foram avaliadas neste trabalho nem tão pouco as causas de estacionariedade ou não-estacionariedade.

2. PROCESSO ESTOCÁSTICO E A ESTACIONARIEDADE

As séries temporais se desenvolvem no tempo sujeitas a modelos probabilísticos ou modelos estocásticos, os quais devem seguir uma linha de simplicidade e parcimoniosidade, buscando minimizar a variação residual, além de desenvolver modelos com o menor número de parâmetros. Uma série temporal é descrita como um processo aleatório ou estocástico, se a mesma contiver um componente estocástico. A maioria das séries temporais hidrológicas são compostas de um componente estocástico sobreposto a um componente determinístico. Em relação ao componente estocástico, o mesmo representa uma variação irregular em comparação aos outros parâmetros, porém contínua durante a série temporal. Este pode ser causado por erros de observação da amostra, fatores intervenientes no processo hidrológico desconhecidos ou por flutuações aleatórias nos processos físicos naturais (Morettin & Toloi, 2006).

Existem duas abordagens principais quando se trata da investigação de fenômenos naturais, a abordagem determinística e a abordagem estocástica. A primeira baseia-se nas relações de causa e efeito em que suas variáveis são livres de variações aleatórias, enquanto que a segunda remete que o relacionamento do fenômeno, que não necessariamente estará ligado àquelas relações de causa e efeito, sendo pensadas como variáveis aleatórias que tenham distribuições de probabilidade (Yevjevich, 1987). Assim, um modelo estocástico visa prever o va-

lor de variáveis em tempos que não se tiveram observações, enquanto também determinam quanto de incerteza existem nestas previsões.

Em muitos casos, os problemas hidrológicos que estudamos não exigem uma discussão detalhada sobre o processo físico, mas apenas uma representação de séries temporais desses processos. Os modelos estocásticos podem ser usados para representar, de forma simplificada, essas séries temporais hidrológicas. A modelagem estocástica coloca ênfase maior nas características estatísticas dos processos hidrológicos.

Morettin & Toloi (2006) definem o processo estocástico como uma família $Z = \{Z(t),\ t \in T\}$, tal que para cada $t \in T$,$Z(t)$ é uma variável aleatória e T é um conjunto arbitrário, normalmente, tomado como conjunto de inteiros Z. Deste modo, um processo estocástico é um conjunto de variáveis aleatórias, que estão definidas em um espaço de probabilidade. As funções de distribuição de um processo estocástico devem satisfazer as condições de simetria e de compatibilidade, entretanto, na prática as distribuições finito-decimais não são conhecidas, então estuda-se as características associadas a estas distribuições que sejam simples de calcular e interpretar. Assim, restringe-se o estudo a momentos de primeira e segunda ordem.

Umas das principais premissas simplificadoras na modelagem de séries temporais é o conceito de estacionariedade, ou seja, a mesma não varia com o tempo, contemplando um equilíbrio ao redor de uma média constante. Assim, um processo Z é estacionário se o mesmo se desenvolve no tempo, de forma que a origem no tempo não terá importância (Morettin & Toloi, 2006).

Um processo estocástico $Z = \{Z(t),\ t \in T\}$, é fracamente estacionário ou estacionário de segunda ordem se suas propriedades, que são função densidade de probabilidade conjunta, não são alteradas no tempo, ou seja, todas as distribuições unidirecionais são invariantes sob a translação do tempo (Morettin & Toloi, 2006). Matematicamente podem ser descritas como:

$$E(X_t) = \mu$$

$$Var(X_t) = \sigma^2$$

$$Cov(X_t, X_{t+L}) = \lambda_L$$

Morettin & Toloi (2006) definem um processo estocástico $Z = \{Z(t),\ t \in T\}$ como estritamente estacionário se todas suas distribuições, por menores que sejam, permaneçam constantes sob a translação no tempo. Logo, distribuições unidimensionais, como a média e a variância, são constantes.

3. ÁREA DE ESTUDO E DADOS ANALISADOS

O estudo utilizou duas séries temporais pluviométricas e uma fluviométricas da bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe no Estado do Ceará. A região apre-

senta uma área de drenagem de 24.639 km² (17% do território cearense). Nesta localidade encontra-se o reservatório Óros, um dos maiores do Estado, com uma capacidade de 1.940.000.000 m³. O fluxo de vazão anual é altamente variável e assimétrico. Esse fluxo ocorre, na maior parte do tempo, entre os meses de janeiro a junho, sendo sua demanda destinada 80% para a irrigação e 20% para o abastecimento urbano (Souza Filho & Lall, 2003).

Os dados de chuva e vazão foram obtidos no site da Agencia Nacional de Águas (ANA), por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB). As séries aplicadas são mensais e referem-se aos anos de 1911 a 2016. As séries de chuva para a bacia foram calculadas utilizando o método de Thiessen e o preenchimento de falhas da estação fluviométrica foi feito utilizando o modelo de chuva-vazão SMAP.

4. TÉCNICAS DE TESTE DE ESTACIONARIEDADE

Neste trabalho foram adotadas duas abordagens para verificar a estacionariedade das series temporais hidrológicas: i) testes estatísticos e ii) testes de raiz unitária. Na análise estatística foram aplicados testes paramétricos, que são aqueles em que o modelo é supostamente conhecido previamente a sua distribuição de probabilidade, e não-paramétricos são aqueles que não há obrigatoriedade da especificação da distribuição; dentro destes é feito o teste da hipótese nula de que existe homogeneidade na série amostral, isto é, não há tendência ou sua hipótese alternativa em que haverá a presença de tendência.

Os testes aplicados foram os de Wilcoxon e de t de Student, que trabalham com sub-amostras da série total; os testes de Cox-Stuart e Mann-Kendall, onde as estatísticas obtidas correspondem a aplicação dos testes a série toda. Na abordagem de testes de raiz unitária, foram utilizados testes largamente aplicados na área da econometria e que vem aumentando sua aplicabilidade em séries temporais hidrológicas, onde, dentre estes, foram aplicados os testes de Dickey-Fuller, Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin, Phillips-Perron and Dickey Fuller-GLS (ERS).

4.1. TESTES ESTATÍSTICOS

- *4.1.1. Teste de Wilcoxon*

O teste de Wilcoxon (Wilcoxon-Mann-Whitney rank-sum test) é um teste não-paramétrico clássico utilizado para testar a igualdade entre as médias da população, podendo estas seguir qualquer distribuição estatística. Desta forma, a hipótese nula do teste é H_0:$\mu_1=\mu_2$.

A série é dividida em conjuntos de sub-amostras, então as séries são ordenadas e atribuídas índices as mesmas. Para longas amostras a distribuição é aproximada de uma distribuição normal pela Equação 01, e então o valor é comparado com a estatística do teste de acordo com o nível de significância determinado.

$$z = \frac{W - n_1(n_1 + n_2 + 1)/2}{\sqrt{n_1 . n_2(n_1 + n_2 + 1)/12}} \quad (1)$$

- ***4.1.2. Teste t-Student***

O teste de *t*-Student se destaca por sua popularidade e simplicidade. Este é um teste paramétrico sobre médias que calcula a estatística para uma distribuição *t* e, então é definido o intervalo de confiança para a aceitação ou rejeição da hipótese nula do teste, comparando o valor obtido com a estatística do teste para o referido nível de significância. O teste verifica a igualdade de duas médias populacionais, pressupondo a normalidade das amostras, assim foi necessária a normalização utilizando o modelo log-normal, sendo este o mais indicado por não permitir vazões negativas (Detzel et al., 2011).

O teste é realizado por duas sub-amostras em que a hipótese nula requer que as sub-amostras possuam médias estatisticamente semelhantes. A estatística do teste pode ser calculada pela equação (02):

$$t = \frac{(\overline{x_1} - \overline{x_2})}{s_p \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad (2)$$

Onde $\overline{x_1}$ e $\overline{x_2}$ representam as médias de cada sub-amostra; n_1 e n_2 representam o número de elementos das sub-amostras e s_p é o estimador combinado das variâncias.

- ***4.1.3. Teste de Cox-Stuart***

O teste de Cox-Stuart, ou teste do sinal, é um teste não-paramétrico, utilizado para verificar contrates entre a posição da média e identificar a presença de tendências monótonas, sejam elas crescentes ou decrescentes. A hipótese nula do teste é de que o número de sinais positivos e negativos sejam iguais, ou seja, não existe tendência. O teste calcula a diferença entre pares formados a partir de sub-amostras, extraídos da amostra original. Aos pares podem ser associados sinais positivos ou negativos, sendo os empates eliminados.

Para amostras com um número de elementos maior que 35 (n ≥ 35), a estatística é aproximada a uma distribuição normal, calculando a variável padrão de acordo com a Equação 03:

$$z = \frac{2x \mp 1 - n}{\sqrt{n}} \quad (3)$$

Compara-se a variável calculada com os valores tabelados e, assim, rejeita-se ou aceita-se a hipótese nula.

- ***4.1.4. Teste de Mann-Kendall***

O teste de Mann-Kendall é um teste não paramétrico amplamente utilizado em séries temporais hidrológicas e ambientais para localizar a presença de tendências monoatômicas. A hipótese nula do teste é que o mesmo não apresenta tendências negativas ou positivas na série. O teste de Mann-Kendall é calculado por:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^{n} sgn(X_j - X_k) \qquad (4)$$

Com

$$sgn(x) = \begin{cases} 1 & if\ x > 0 \\ 0 & if\ x = 0 \\ -1 & if\ x < 0 \end{cases} \qquad (5)$$

4.2. TESTES DE RAIZ UNITÁRIA

- ***4.2.1. Teste de Dickey-Fuller Aumentado (ADF)***

O teste de Dickey-Fuller aumentado (Dickey & Fuller, 1979) é um teste de raíz unitária baseado na seguinte regressão:

$$\Delta y_t = \beta_1 + \beta_2 t + \delta y_{t-1} + \sum_{i=1}^{m} \alpha_i \Delta y_{t-i} + \varepsilon_t \qquad (6)$$

β_1 é o intercepto; β_2 o coeficiente de tendência; δ é o coeficiente de presença de raiz unitária e m o número de defasagens.

Após feita a regressão, é realizado a comparação das estatísticas obtidas com os valores críticos tabelados.

- ***4.2.2. Teste Kwiatkowski–Phillips–Schmidt–Shin (KPSS)***

O teste KPSS (Kwiatkowski et al., 1992) é uma alternativa para o uso do teste ADF, em que é considerada a inversão da hipótese nula presente no teste anterior, tornando-o rigorosamente um teste de estacionariedade.

$$y_t = d_t + r_t + \varepsilon_t \qquad (7)$$

Onde d_t é uma tendência determinística; r_t é um passeio aleatório e ε_t é um processo de erro estacionário.

- ***4.2.3. Teste de Phillips-Perron (PP)***

O teste de Phillips-Perron (1988) utiliza o mesmo pressuposto do teste ADF, sem levar em consideração o termo de médias moveis. A regressão do teste pode ser descrita por:

$$\Delta y_t = \beta D_t + \pi y_{t-1} + u_t \quad (8)$$

Onde π é uma estimativa de mínimos quadrados.

- ***4.2.4. Teste Dickey-Fuller GLS***

O teste DF-GLS é calculado por meio de uma regressão calculando-se os mínimos quadrados localmente e retirando as tendências da série para estimar adequadamente os parâmetros determinísticos da série, em seguida, usa os dados alterados para realizar um teste típico de raiz unitária ADF.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para implementação dos testes de *t* de Studart e de Wilcoxon, a série foi dividida em dois períodos iguais, para a primeira parte de 1911 a 1963 e a segunda de 1964 a 2016. Para os demais testes estatísticos foram utilizadas as séries completas de 1911 a 2016. Todos os testes estatísticos utilizados no estudo são bilaterais, possuindo duas regiões críticas. Foram calculados os p-valores para todos os testes, considerando o nível de significância de α=0,05.

A determinação da estacionariedade da série foi baseada na comparação do p-valor com o nível de significância; se p-valor for menor que α, há evidencias para rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. Optou-se pela utilização do p-valor no lugar da estatística do teste, pois segundo Detzel et al. (2011) estes representam uma probabilidade de se observar em outra amostra retirada da mesma população uma estatística maior ou menor do que a observada com a amostra testada. Os resultados obtidos para os testes estatísticos encontram-se na Tabela 1 seguido do resultado de aceitação ou rejeição da hipótese nula.

Tabela 1 - Resultado dos testes estatísticos

Série Temporal	t Student	Wilcoxon	Cox-Stuart	Mann-Kendall	Resultado
Prec_3602	0,108	0,156	0,135	0,0005	Estacionária
Prec_3616	0,955	0,694	0,248	0,098	Estacionária
Vaz_3616	0,4074	0,3414	0,5482	0,0156	Estacionária

Das séries mensais de pluviometria e fluviometria analisadas, todas aceitaram a hipótese nula de estacionariedade, apenas o teste de Mann-Kendall apresentou os p-valores menores que o nível de significância para as estações Vaz_3616 e Prec_3602 rejeitando a hipótese nula de estacionariedade. O resultado apresenta-se coerente com os resultados de Detzel (2011), em que os subsistemas da região

Norte e Nordeste foram considerados estatisticamente estacionários.

Nos testes de raiz unitária os resultados do teste foram comparados com as estatísticas respectivas de cada teste e, assim, as séries mensais entre os anos de 1912 a 2016 foram avaliadas para verificar sua estacionariedade.

Tabela 2 - Resultado dos testes de raiz unitária

Série Temporal	ADF	KPSS	PP	DF	Resultado
Prec_3602	-6,451	0,094	-20,201	-6,171	Estacionária
Prec_3616	-6,142	0,093	-18,102	-5,996	Estacionária
Vaz_3616	-7,388	0,196	-17,017	-6,692	Estacionária

Todos os testes rejeitaram a hipótese nula de não-estacionariedade, exceto o teste de KPSS que aceitou a hipótese nula de estacionariedade, assim, classificando as séries temporais analisadas como estacionárias.

6. CONCLUSÃO

A estacionariedade ainda é considerada chave na modelagem de processos estocásticos e na gestão de recursos hídricos, deste modo, apresentando-se como uma necessidade para reproduzir um modelo hidrológico de forma adequada com um número finito de observações. Contudo, sabe-se que os fenômenos naturais têm uma natureza não-estacionária, aumentando assim a complexidade de modelo hidrológicos.

Este capítulo contribuiu para analisar o comportamento e a estrutura de séries temporais de vazão e pluviometria no estado do Ceará até o ano de 2016. Para isto, foram aplicados métodos estatísticos bilaterais e métodos que utilizam a hipótese da raiz unitária, baseados em suas respectivas literaturas, para avaliar a estacionariedade. Dentre os métodos utilizados, destacam-se o uso dos métodos não-paramétricos e dos testes de raiz unitária que independem de suposições sobre suas distribuições de probabilidade. No total foram aplicados oito testes com diferentes formulações, entretanto as diferentes técnicas não refletiram resultados conflitantes nas séries testadas, confirmando a estacionariedade das mesmas.

A avaliação da estrutura das séries temporais hidrológicas é de extrema importância, pois o planejamento de longo prazo em recursos hídricos ainda é baseado na premissa da estacionariedade. Então, a maior motivação de fazer a detecção formal da estacionariedade em séries hidroclimatológicas é escolher métodos adequados para a modelagem de tais séries e propiciar uma gestão de risco mais robusta na implantação de medidas estruturais e não-estruturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BATISTA, Alessandra Leite et al. Verificação da estacionariedade de séries hidrológicas no Sul-Sudeste do Brasil. In.: _. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande, 2009.

CHEN, Po-Chun et al. Comparison of methods for non-stationary hydrologic frequency analysis: case study using annual maximum daily precipitation in Taiwan. Journal of hydrology, v. 545, p. 197-211, 2017.

DETZEL, Daniel H. Marco et al. Estacionariedade das afluências às usinas hidrelétricas brasileiras. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n. 3, p. 95-111, 2011.

DETZEL, Daniel Henrique Marco; FERNANDES, Cristóvão Vicente Scapulatempo; MINE, Miriam Rita Moro. Nonstationarity in determining flow-duration curves aiming water resources permits. RBRH, v. 21, n. 1, p. 80-87, 2016.

DICKEY, David A.; FULLER, Wayne A. Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root. Journal of the American statistical association, v. 74, n. 366a, p. 427-431, 1979.

ELLIOTT, Graham; ROTHENBERG, Thomas J.; STOCK, James H. Efficient tests for an autoregressive unit root. 1992.

KARAMOUZ, Mohammad; AHMADVAND, Forough; FERESHTEHPOUR, Mohammad. Flood scenarios determination using nonstationary flood frequency analysis in coastal areas. In: 9th world congress, Water Resources Management in a Changing World. 2015.

KWIATKOWSKI, Denis et al. Testing the null hypothesis of stationarity against the alternative of a unit root: How sure are we that economic time series have a unit root?. Journal of econometrics, v. 54, n. 1-3, p. 159-178, 1992.

MILLY, Paul Christopher D. et al. Stationarity is dead: Whither water management?. Science, v. 319, n. 5863, p. 573-574, 2008.

MODARRES, Reza; OUARDA, Taha BMJ. Modeling the relationship between climate oscillations and drought by a multivariate GARCH model. Water Resources Research, v. 50, n. 1, p. 601-618, 2014.

MORETTIN, Pedro A.; TOLOI, Clélia. Análise de séries temporais. In: Análise de séries temporais. 2006.

MÜLLER, Ingrid Illich; KRÜGER, Cláudio Marchand; KAVISKI, Eloy. Análise de estacionariedade de séries hidrológicas na bacia incremental de Itaipu. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 3, n. 4, p. 51-71, 1998.

PEDROSA, V. de A; SOUZA, R. C. de. Estacionariedade e estudo de vazões mínimas do rio Paraíba do Meio em Alagoas. In.: _. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande, 2009.

PHILLIPS, Peter CB; PERRON, Pierre. Testing for a unit root in time series regression. Biometrika, v. 75, n. 2, p. 335-346, 1988.

SERINALDI, Francesco; KILSBY, Chris G. Stationarity is undead: Uncertainty dominates the distribution of extremes. Advances in Water Resources, v. 77, p. 17-36, 2015.

SOUZA FILHO, Francisco Assis; LALL, Upmanu. Seasonal to interannual ensemble streamflow forecasts for Ceara, Brazil: Applications of a multivariate, semiparametric algorithm. Water Resources Research, v. 39, n. 11, 2003.

YEVJEVICH, V. Stochastic models in hydrology. Stochastic Hydrology and Hydraulics, v. 1, n. 1, p. 17-36, 1987.

ZHAO, Xue-hua; CHEN, Xu. Auto regressive and ensemble empirical mode decomposition hybrid model for annual runoff forecasting. Water Resources Management, v. 29, n. 8, p. 2913-2926, 2015.

ANÁLISE DA INCERTEZA DE MODELO HIDROLÓGICO COM USO DE OTIMIZAÇÃO MULTIOBJETIVO E IMPACTO NA INCERTEZA DE OFERTA HÍDRICA: ESTUDO DE CASO DO RESERVATÓRIO ORÓS

Ályson Brayner Sousa Estácio
Francisco de Assis de Souza Filho
Renan Vieira Rocha

1. INTRODUÇÃO

A aleatoriedade que domina os processos naturais impõe incertezas à disponibilidade de recursos essenciais à vida humana. As incertezas ligadas à disponibilidade hídrica são exemplo crítico. Se por um lado a água é elemento fundamental à vida e a todas as atividades humanas, por outro sua disponibilidade varia no espaço e no tempo, gerando enormes desequilíbrios. A aleatoriedade dos eventos hidrológicos e a intensificação de eventos extremos, com o acirramento das mudanças climáticas, relevam a centralidade da avaliação de risco no estudo dos Recursos Hídricos.

No caso do estado do Ceará tal problemática ganha maior importância em razão das condições climáticas e geomorfológicas da região, com chuvas mal distribuídas ao longo do ano e recorrentes períodos de seca, acompanhados de alta taxa de evaporação e baixa profundidade do solo, que dificulta a formação de rios perenes e de reservas subterrâneas. A estratégia adotada no estado para enfrentar o desequilíbrio hídrico foi a construção de açudes, que permitem acumular água durante o período mais chuvoso, garantindo assim reservas para o período de estiagem. Apesar de amenizar os efeitos da má distribuição de chuva no tempo, a acumulação de reservas em açudes estará sempre sujeita à variabilidade climática e fluvial. Nesse contexto, a análise das incertezas associadas ao regime de vazões é essencial para a avaliação do risco da oferta hídrica.

A variabilidade do regime fluvial e as incertezas associadas à mesma podem ser avaliadas por meio de estudo estatístico dos dados históricos de vazão. Como, no entanto, há geralmente baixa disponibilidade de dados de vazão, pode-se adotar como estratégia o uso de um modelo chuva-vazão que permite estimar uma série de vazões efluente de uma bacia a partir da série de precipitações sobre a mesma no período correspondente. Em razão da complexidade inerente ao sistema natural, os modelos chuva-vazão não serão capazes reproduzir integralmente e sem erro de estimativa a resposta natural, embutindo na análise uma incerteza referente ao próprio modelo e suas simplificações. Alguns modelos chuva-vazão do tipo conceituais concentrados usam parâmetros que procuram representar o comportamento médio da bacia hidrográfica. A determinação de tais parâmetros

não é simples, geralmente demandando um processo de calibração do modelo. Desse modo, a determinação dos parâmetros do modelo chuva-vazão configura-se como uma das principais fontes de incerteza do modelo. Essa incerteza, se propagada ao longo do sistema, finda por afetar a noção do risco da oferta hídrica.

Nesse capítulo, aborda-se um método baseado na otimização multiobjetivo para a avaliação da incerteza proveniente dos parâmetros de modelo chuva-vazão. É igualmente avaliado o impacto de tal incerteza na oferta hídrica. O modelo chuva-vazão utilizado é o *Soil Moisture Accounting Procedure* – SMAP (LOPES; BRAGA JUNIOR; CONEJO, 1981) em sua versão mensal. Como caso de estudo tomou-se a bacia que abastece o açude Orós no leito do rio Jaguaribe na região centro-sul do estado do Ceará, corresponsável pelo suprimento da demanda de irrigação ao longo do Baixo Jguaribe e pelo abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza.

2. INCERTEZAS DE MODELOS HIDROLÓGICOS

As incertezas de modelos hidrológicos, bem como de qualquer modelo que procure representar a realidade de maneira simplificada, decorrem da impossibilidade de se ter conhecimento completo sobre o fenômeno que se pretende reproduzir.

Racionalizar a avaliação das incertezas do modelo permite adotar mecanismos de redução das mesmas ou ao menos de mensurar o risco associado ao uso do modelo. Desse modo distinguem-se algumas fontes de incerteza de modelos chuva-vazão:

a. Incertezas provenientes dos dados de entrada ou de dados para calibração;
b. Incertezas inerentes ao modelo e às condições de contorno adotadas;
c. Incertezas provenientes da estimação dos parâmetros do modelo.

No caso de um modelo conceitual concentrado como o SMAP, os dados de entrada são representados pela séries de precipitações observadas e pelas séries de evapotranspiração observadas ou calculadas na bacia. Esta última sendo geralmente representada pelos valores médios mensais. Além disso, utilizam-se séries observadas de vazão para a calibração do modelo. As incertezas das séries observadas são provenientes de falhas no equipamento de medição ou mesmo de erro do operador. Como os dados de entrada são geralmente medidos em pontos geográficos específicos, deve-se considerar igualmente as incertezas atreladas à espacialização de tais valores na região de estudo. Quando os dados são calculados, como pode ser o caso da evapotranspiração, incorporam-se ainda as incertezas do próprio modelo de cálculo.

As incertezas inerentes ao modelo chuva-vazão decorrem das simplificações, que algumas vezes não são capazes de capturar todos os elementos relevantes

ao sistema natural modelado. Observam-se ainda imprecisões geradas pela discretização temporal e/ou espacial muitas vezes requerida pelo modelo. As condições de contorno (espaciais ou temporais) podem ser fonte de incerteza próximo às bordas. No caso do modelo SMAP, a inicialização do modelo se configura como uma condição de contorno cuja escolha pode gerar imprecisões no início do período simulado. Tal problema costuma ser sanado ignorando tal período que sofre influência da inicialização, sendo entendido como um aquecimento do modelo.

Os modelos conceituais costumam apresentar parâmetros que representam o comportamento médio da bacia segundo alguns aspectos. Tais parâmetros definem por exemplo as equações de transferência que permitem atualizar o estado do sistema simulado, tendo portanto impacto direto na resposta calculada. Tendo em vista a dificuldade ou mesmo a impossibilidade de se determinar tais parâmetros diretamente os mesmos costumam ser estimados por um processo de calibração. A variabilidade de resultados que podem ser obtidos por esse processo impõe incertezas ao modelo hidrológico. O estudo abordado nesse capítulo trata das incertezas referentes a esse processo de determinação dos parâmetros.

3. MODELO SMAP – SOIL MOISTURE ACCOUNTING PROCEDURE

O SMAP é um modelo hidrológico que permite a estimação da série de vazões efluentes a uma bacia hidrográfica partindo da série de precipitações observadas sobre a mesma. Desenvolvido em 1981 por Lopes J.E.G., Braga B.P.F. e Conejo J.G.L., apresentado no International Symposium on Rainfall-Runoff Modeling realizado em Mississippi, U.S.A. e publicado pela Water Resourses Publications em 1982, o SMAP trata-se de um modelo conceitual concentrado determinístico.

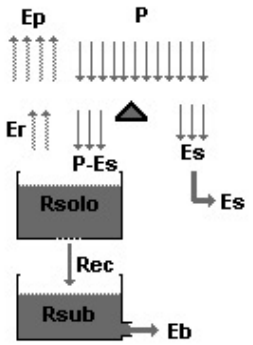
Os processos hidrológicos observados na bacia hidrográficos são modelados com o SMAP por meio de uma analogia à um sistema de reservatórios com transferências entre si. A primeira versão do SMAP contemplava uma simulação hidrológica com passo diário, ou seja, dada a informação da precipitação média diária sobre a bacia, atualiza-se o estado dos reservatórios fictícios, permitindo o cálculo da vazão efluente no dia. Nessa versão do SMAP são considerados três reservatórios fictícios: um primeiro representando o acumulo de água no solo, um segundo representando o armazenamento subterrâneo, e um terceiro representando as água superficiais.

Em um segundo momento o SMAP foi adaptado para o passo de tempo mensal com entradas e saídas correspondendo às precipitações médias e vazões médias mensais. Nessa escala de tempo as variações do estoque superficial se tornam desprezíveis, razão pela qual nessa segunda versão ignora-se o terceiro reservatório.

As transferências entre os reservatórios são regidas por equações teóricas, utilizando parâmetros determinísticos que representam o comportamento médio da bacia.

Na Figura 1 tem-se uma representação esquemática no SMAP para o passo mensal.

Figura 1- Representação esquemática do modelo SMAP com passo mensal.



Fonte: LOPES J.E.G., BRAGA B.P.F., CONEJO J.G.L., 1982.

A atualização dos dois reservatórios do mês i para o mês i+1 é regida pelas equações 1 e 2 e:

$$R_{solo}(i+1) = R_{solo}(i) + P - Er - Es - Rec \quad (1)$$

$$R_{sub}(i+1) = R_{sub}(i) + Rec - Eb \quad (2)$$

Onde $R_{solo}(\imath)$ é o armazenamento no reservatório do solo no início do mês i;

$R_{sub}(\imath)$ é o armazenamento no reservatório subterrâneo no início do mês i;

P é a precipitação média na baia ao longo do mês i;

Er é a evapotranspiração real na bacia ao longo do mês i;

Es é o escoamento superficial direto na bacia ao longo do mês i (componente de curto prazo da vazão efluente);

Rec é a transferência do solo para o reservatório subterrâneo ao longo do mês i;

Eb é o escoamento de base da bacia ao longo do mês i (componente de médio prazo da vazão efluente).

Todas essa variáveis expressas em mm/(m².mês)

Considera-se que o reservatório do solo possui uma capacidade máxima de armazenamento, expressa por (saturação), primeiro parâmetro do modelo. Desse modo, por definição o máximo valor que pode ser atribuído a $R_{solo}(\imath)$ é *Str*.

Dado *Str*, o armazenamento no reservatório do solo no mês (R_{solo}) pode ser expresso pela taxa de umidade no mês (*Tu*) definida pela equação 3:

$$Tu = \frac{R_{solo}}{Str} \quad (3)$$

A precipitação *P* (na equação 1) é um dos dados de entrada do modelo, enquanto que a evapotranspiração real *Er* é calculada como sendo:

$$Er = Tu \times Ep \quad (4)$$

Onde *Ep* é a evapotranspiração potencial na bacia ao longo do mês, segundo dado de entrada do modelo.

A recarga *Rec* que aparece nas equações 1 e 2 representa a transferência do reservatório do solo para o reservatório subterrâneo, sendo regida pela equação teórica:

$$Rec = R_{solo} - Crec \times Tu^4 \quad (5)$$

Onde *Crec* é o coeficiente de recarga, segundo parâmetro do modelo.

O escoamento superficial direto *Es* é calculado como sendo:

$$Es = P \times Tu^{PES} \quad (6)$$

Onde *PES* é o terceiro parâmetro do modelo.

Deve-se atentar ainda que quando calcula-se um valor de R_{solo} superior a *Str*, o excedente ($R_{solo,eq.(1)} - Str$) a adicionado ao escoamento superficial *Es* e o valor de R_{solo} é atualizado para *Str*.

O escoamento de base é, por sua vez, calculado pela equação 7.

$$Eb = R_{sub} \times \left[1 - \left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{1}{Kkt}}\right] \quad (7)$$

Onde *Kkt* é o quarto parâmetro do modelo.

O escoamento superficial direto e o escoamento de base compõe juntos a vazão efluente da bacia. Incluindo a dimensão da bacia e considerando a conversão de unidades, calcula-se a vazão efluente pela equação 8.

$$Q = \frac{(Eb+Es)\times Ad}{2630} \quad (8)$$

Onde *Q* é a vazão efluente média no mês em m^3/s

Eb e *Es* são respectivamente os escoamentos de base e superficial direto em mm/mês

Ad é a área da bacia em km^2

Como *Er*, *Rec* e *Es* e dependem de *Tu* que varia com armazenamento no

solo ao longo do mês, costuma-se utilizar um valor aproximado de *Tu* no meio do mês para o cálculo de *Er*, *Rec* e *Es*. O valor de *Tu*(*i+0.5*) é estimado por:

$$Tu(i+0.5) \cong \frac{R_{solo}(i)+dRsolo(i)}{Str} \quad (9)$$

$$dRsolo(i) = \frac{1}{2}\{P - Tu(i) \times Ep - P \times [Tu(i)]^{PES} - R_{solo} - Crec \times [Tu(i)]^4\} \quad (10)$$

Calcula-se, assim, o incremento de armazenamento no solo (tomando ou valor de *Tu* do início do mês) e considera-se que na metade do mês observa-se $\frac{1}{2}$ desse incremento, permitindo calcular um valor médio de *Tu* para o mês.

Observando o conjunto dos equacionamentos, conclui-se que, conhecido os valores iniciais de estado dos reservatórios $R_{solo}(1)$ e $R_{sub}(1)$ e determinados os valores dos quatro parâmetros *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt*, obtém-se a série de vazões efluentes no período simulado, bastando conhecer a série de precipitações sobre a bacia e a evapotranspiração potencial.

4. CALIBRAÇÃO DO MODELO – FUNÇÕES OBJETIVO

É inviável medir diretamente os parâmetros do modelo, seja pelo caráter teórico dos equacionamentos ou pela variabilidade espacial e temporal do comportamento da bacia. Desse modo, é comum o uso de uma calibração automática para se determinar *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt*.

Caso seja conhecida uma série suficiente longa de vazões observadas, efluentes à bacia, pode-se buscar os valores de *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt* que gerem, como resposta do modelo, a série de vazões calculadas que mais se aproxima dos valores observados. Desse modo, considerando que a serie observada representa adequadamente o regime de vazões, os valores de *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt* encontrados devem representar o comportamento médio da bacia.

De maneira geral, é improvável que existam valores de parâmetros que gerem, em cada instante, vazões exatamente iguais às observadas. Em razão disso, essa abordagem levanta o questionamento de qual métrica utilizar para avaliar a proximidade da serie gerada à serie observada. Existem várias funções que tentam mensurar o erro entre as séries. São as funções-objetivo, as quais se tenta otimizar, buscando os valores de parâmetros que minimizam o erro.

Algumas funções-objetivo costumam penalizar mais fortemente os erros nos picos de vazão, enquanto que outras foram adaptadas para priorizar as vazões baixas, de modo que algumas funções funções-objetivo são mais adequadas que outras a depender da finalidade do estudo.

Listam-se na Tabela 1 a seguir algumas funções objetivos e a tendência que cada uma delas pode gerar.

Tabela 1- Funções Objetivo

Função Objetivo	Tendência
$NASH = 1 - \frac{\sum(Q_{calc} - Q_{obs})^2}{\sum(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2}$	Prioriza vazões altas
$NASH_{picos} = 1 - \frac{\sum(Qpic_{calc} - Qpic_{obs})^2}{\sum(Qpic_{obs} - \overline{Qpic_{obs}})^2}$	Prioriza vazões altas
$NASH_{anual} = 1 - \frac{\sum(Qano_{calc} - Qano_{obs})^2}{\sum(Qano_{obs} - \overline{Qano_{obs}})^2}$	Ameniza efeitos sazonais
$NASH_{inv} = 1 - \frac{\sum\left(\frac{1}{Q_{calc}} - \frac{1}{Q_{obs}}\right)^2}{\sum\left(\frac{1}{Q_{obs}} - \frac{1}{Q_{obs}}\right)^2}$	Prioriza vazões baixas
$NASH_{raiz} = 1 - \frac{\sum(\sqrt{Q_{calc}} - \sqrt{Q_{obs}})^2}{\sum(\sqrt{Q_{obs}} - \sqrt{\overline{Q_{obs}}})^2}$	Ameniza efeito de vazões altas
$NASH_{log} = 1 - \frac{\sum(log(Q_{calc}) - log(Q_{obs}))^2}{\sum(log(Q_{obs}) - log(\overline{Q_{obs}}))^2}$	Prioriza vazões baixas
$MAE = \frac{\sum\lvert Q_{calc} - Q_{obs}\rvert}{n}$	Sem prioridade
$MAPE = \frac{\sum\frac{\lvert Q_{calc} - Q_{obs}\rvert}{Q_{obs}}}{n}$	Prioriza vazões baixas

Onde designam-se:
Q_{calc} elementos da série de vazões calculadas
Q_{obs} elementos das séries de vazões observadas
$Qpic_{calc}$ elementos da série de vazões de pico calculadas
$Qpic_{obs}$ elementos da série de vazões de pico observadas
$Qano_{calc}$ elementos da série de vazões anuais calculadas
$Qano_{obs}$ elementos da série de vazões anuais observadas
n número de elementos da série
Vazão de pico=vazão antecedida sucedida por vazão inferior
Para as séries calculadas consideram-se apenas os elementos com dados observados correspondentes ao mesmo período

Fonte: Elaboração própria

Ressalta-se que valores de MAE e MAPE inferiores representam erros menores e, inversamente, valores de NASH inferiores implicam em erros maiores.

5. OTIMIZAÇÃO MULTIOBJETIVO

A depender da função objetivo adotada, a calibração do modelo deve apresentar soluções admissíveis distintas, ou seja, deve existir pelo menos um conjuntos de parâmetros (*Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt*), associado à cada uma das funções objetivos, que geram segundo a métrica adotada os valores de vazão mais próximas aos valores observados.

Quando se resolve considerar como métrica mais de uma função-objetivo ao mesmo tempo, uma solução só poderá ser considerada melhor do que a outra se ela for melhor segundo cada uma das funções-objetivo tomadas. Nesse caso, disse-se que a solução pior é domina pela solução melhor. Num dado conjunto de soluções, retiradas as soluções dominadas, restam apenas soluções que não podem ser classificadas como melhores ou piores entre si, chamadas soluções não-dominadas. Paras estas últimas, a melhora em relação a uma das funções objetivo é acompanhada pela piora em ralação a outra função-objetivo. Dentre essas soluções é praticamente impossível definir a melhor, dando origem ao conceito de equifinalidade, como definido por Beven e Binley (1992). Ao conjunto de soluções não-dominadas dá-se o nome de frente de Pareto (Yapo et al., 1998).

A frente de Pareto representa assim o conjunto de melhores soluções que o problema pode apresentar segundo as funções objetivo tomadas. Desse modo, resolver um problema de otimização multiobjetivo é em outras palavras encontrar a frente de Pareto das funções objetivo escolhidas.

O conjunto de soluções da região de Pareto pode ser utilizado para avaliar a variabilidade e consequentemente a incerteza associada aos parâmetros encontrados.

Analogamente, se cada uma das soluções da região de Pareto forem utilizadas no cálculo da vazão com o SMAP, obtém-se um conjunto de séries de vazões que se consideram equiprováveis, fornecendo uma noção da incerteza da série de vazões decorrente da estimativa dos parâmetros.

Tal incerteza pode ser propagada, como feito no estudo de caso aqui apresentado, para avaliar o impacto da incerteza dos parâmetros na curva de garantia de uma reservatório.

6. ESTUDO DE CASO: BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇUDE ORÓS

O estudo de caso apresentado nesse capítulo faz uso de uma otimização multiobjetivo na determinação dos parâmetros do SMAP mensal para a bacia hidrográfica a montante do açude Orós, avaliando a incerteza associada à estimação dos parâmetros por meio da frente de Pareto. Em seguida, a incerteza é propagada para avaliar o seu impacto na estimativa de vazão e na estimativa do risco de abastecimento, por meio da avaliação da curva de garantia do Orós.

Foi utilizado como algoritmo de otimização um método heurístico: o MOPSO (Multi-Objective Particle Swarm Optimization) (COELLO; LECHUGA, 2002), um algoritmo inspirado no comportamento social e cooperativo observado em várias espécimes biológicos em processo de busca.

Como dados de entrada de calibração utilizaram-se:

a. a série de precipitações médias mensais sobre a bacia de 1912 a 2012;
b. a evapotranspiração média mensal sobre a bacia;
c. a série observadas de vazões do período de 1912 a 2012 com falhas.

A série de precipitações é oriunda de dados de chuva observada nos postos pluviométricos monitorados pela ANA(Agência Nacional de Águas), tendo sido utilizado o método de Thiessen na obtenção dos valores de precipitação média na bacia.

A evapotranspiração mensal é obtida pelas normais climatológicas do INMET aplicando-se o método de Thiessen para a obtenção dos valores médios na bacia.

As séries observadas de vazões correspondem à estação fluviométrica 36160000 monitorada pela ANA.

Lançou-se otimização multiobjectivo sobre o SMAP mensal, tomando como funções-objetivo $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e MAE que se mostraram individualmente mais eficientes na busca de valores próximos da vazão observada. O modelo foi inicializado admitindo Tu_{in} = 0,5 e Eb_{in}=0 o que no caso das bacias do semiárido se mostra uma boa aproximação para o início da ano hidrológico. Ressalta-se que por falhas de observação nos dados de vazão, mesmo o modelo calculando uma série continua de vazões, são utilizados no cálculo das funções obtivo apenas os períodos com dados observados.

Antes de se lançar mão de uma otimização multiobjectivo, as funções-objetivo foram avaliadas uma a uma. A Tabela 2 apresenta estatísticas que resumem as séries de vazões calculadas quando tomadas individualmente cada uma das funções objetivo consideradas inicialmente. A fim de comparar as vazões calculadas com os valores observados de vazão, as estatísticas incluem apenas as vazões correspondentes aos períodos com dados observados. Além disso, tendo em vista o caráter intermitente do regime fluvial afluente ao Orós, os valores de vazão nula impossibilitam o uso das funções objetivo $NASH_{inv}$, $NASH_{raiz}$ e MAPE.

Como estatísticas foram tomadas a vazão mínima (Q_{min}), máxima (Q_{max}) e média ($Q_{méd}$), as vazões de percentil 25 (Q25), 50 (Q50) e 90 (Q90), o desvio padrão e o coeficiente de variação(CV). São mostrados também a média e o desvio padrão das vazões de pico e das vazões anuais.

Tabela 2 - Estatística de vazões em função de diversas métricas uniobjetivo

Func.Obj. Estatistica	NASH	$NASH_{picos}$	$NASH_{anual}$	$NASH_{raiz}$	MAE	Qobs
Q_{min}.	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
$Q_{máx}$	1182.94	1183.51	1424.54	1320.79	1243.43	1204.27
$Q_{méd}$.	31.23	42.30	27.23	24.87	23.08	26.96
Q25	0.60	4.05	0.21	0.22	0.22	0.00
Q50	3.98	10.39	1.74	1.75	1.77	0.04
Q75	26.05	40.03	16.38	15.66	15.00	10.12
Q90	90.43	118.42	72.41	66.11	59.43	63.89
Desv.Pad	82.67	90.60	91.08	82.91	76.98	92.91
CV	2.65	2.14	3.34	3.33	3.34	3.45
Méd. Q_{picos}	68.32	90.31	66.20	59.21	54.84	145.41
Desv.Pad Q_{picos}	148.49	159.79	175.94	159.19	147.34	221.27
Méd. Q_{anual}	30.45	41.22	26.64	24.38	22.66	26.99
Desv.Pad Q_{anual}	35.74	40.41	38.55	35.62	33.43	39.67

Fonte: Elaboração própria

Observa-se inicialmente que o uso do NASH e $NASH_{picos}$ fornecem uma melhor estimativa do valor máximo de vazão, ao mesmo tempo que superestimam a vazão média. Esta última é melhor estimada com o $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e o MAE.

As vazões de pico são mal estimadas em quase todos os casos, com $NASH_{picos}$ apresentando a melhor estimativa do valor médio.

As vazões anuais por sua vez são melhor estimadas pelo $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e o MAE.

Os parâmetros do SMAP obtidos pela otimização uniobjetivo de cada uma dessas funções são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros do SMAP – Otimização uniobjetivo

Func.Obj. Parâmetro	NASH	$NASH_{picos}$	$NASH_{anual}$	$NASH_{raiz}$	MAE
Str	1112.8	1146.5	916.7	980.1	1029.1
Pes	3.6	3.1	4.3	4.4	4.4
Crec	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0
Kkt	4.7	2.2	2.1	2.7	3.6

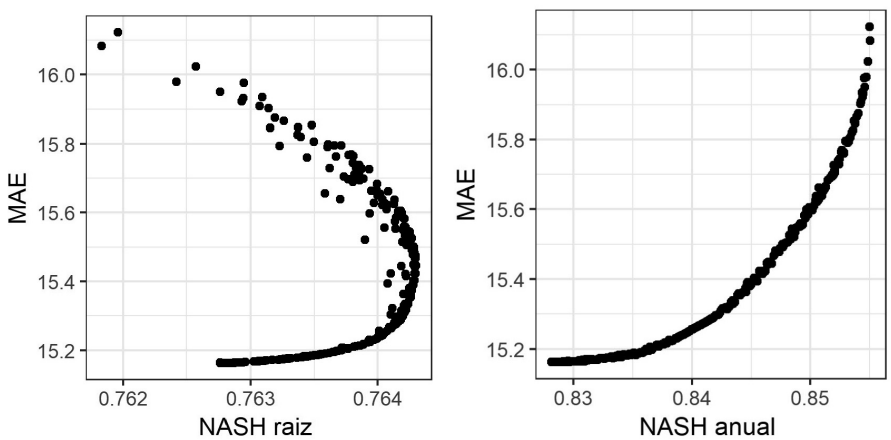
Fonte: Elaboração própria

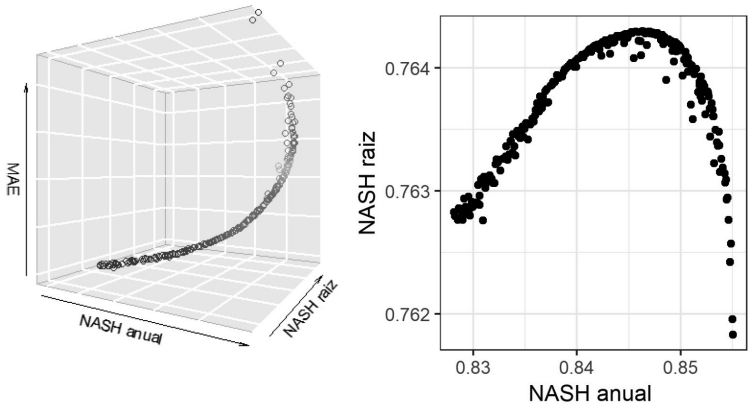
Observa-se que para todos as métricas exceto $NASH_{picos}$ o valor ótimo para é zero. Esse resultado é consoante com o esperado para a geomorfologia da bacia estudada. Com predominância de subsolo cristalino o semiárido apresenta baixa capacidade de armazenamento subterrâneo, tendo por consequência escoamento de base irrelevante e portanto rios intermitentes. No modelo SMAP mensal, quando é igual a zero impõe-se uma recarga nula ao reservatório subterrâneo, fazendo com que mesmo permaneça vazio ao longo da simulação, o que corresponde a ignorar o efeito de tal reservatório. Como consequência o sistema perde total sensibilidade ao valor de , já que com R_{sub} sempre vazio o escoamento de base será sempre nulo independente do valor de . Isso explica a variabilidade dos valores encontrados para .

Analisando assim os valores de e observam-se dois grupos de soluções que se aproximam: as soluções ótimas de NASH e $NASH_{picos}$ e as soluções ótimas de $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e MAE. Como observado anteriormente o primeiro grupo parece melhor estimar as vazões máximas enquanto o segundo fornece uma melhor resposta para as vazões médias. Como a avaliação da disponibilidade hídrica, sobretudo com estoques em reservatórios, tende a ser regida pelas vazões médias optou-se por usar $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e MAE como métricas para análise multiobjetivo.

O fato de se utilizar apenas três funções objetivo permite a visualização gráfica da região de Pareto que pode ser representada em 3 dimensões, além de tornar mais simples a interpretação da projeção do Pareto em duas dimensões. O Pareto em três dimensões bem como suas projeções são apresentadas na Figura 2.

Figura 2 - Região de Pareto.



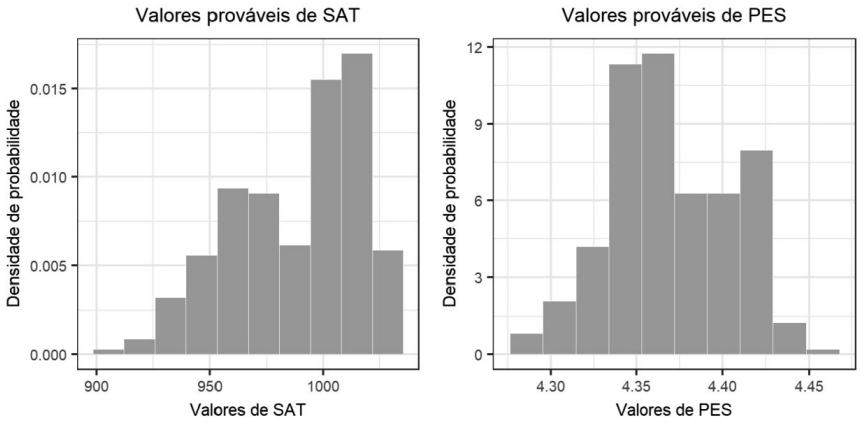


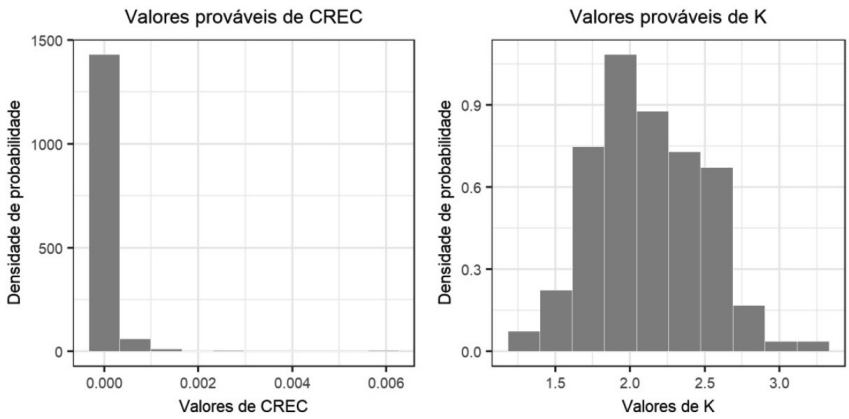
Fonte: Elaboração própria

Observa-se que melhores soluções de para $NASH_{anual}$ implicam em piores soluções para MAE. O mesmo *trade-off* é observado entre MAE e $NASH_{raiz}$ quando MAE é inferior a 15.4 e entre $NASH_{anual}$ e $NASH_{raiz}$ quando $NASH_{anual}$ é superior a 0.845. Nos outros intervalos o *trade-off* é regido apenas por MAE e $NASH_{anual}$.

Tomando cada uma dessas soluções do Pareto como uma solução possível pode-se avaliar a distribuição de frequências para os valores dos parâmetros do SMAP, fornecendo um indicativo da incerteza dos mesmos. A Figura 3 representa os histogramas de frequência dos parâmetros.

Figura 3 - Histogramas de frequências dos parâmetros calculados com a otimização multiobjetivo.





Fonte: Elaboração própria

Como esperado observa-se alta concentração de valores de iguais a zero e distribuições aproximadamente normais para os outros parâmetros.

A Tabela 4 apresenta alguns índices estatísticos que resumem a distribuição dos parâmetros.

Tabela 4 - Parâmetros do SMAP – Otimização multiobjetivo

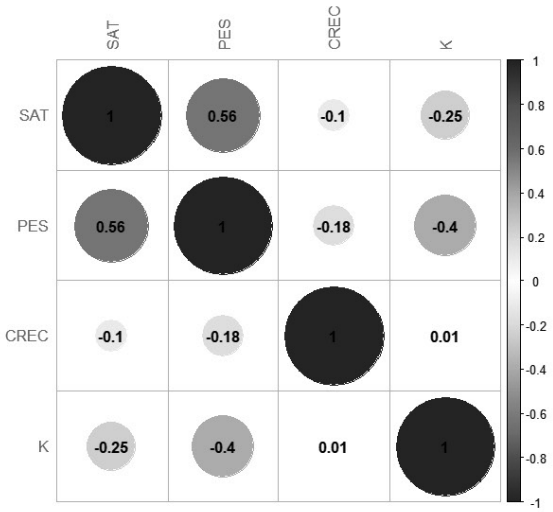
Parâmetro Índice	***Str***	***Pes***	***Crec***	***Kkt***
Média	9.881e+02	4.370e+00	1.432e-04	2.118e+00
Desvio Padrão	28.457	0.0352	0.0004	0.3597
Coef.de Variação	3%	1%	300%	17%

Fonte: Elaboração própria

Para o parâmetro *Crec* o alto coeficiente de variação é explicado pela convergência em torno de *Crec* =0. Observa-se igualmente um coeficiente de variação para *Kkt* bem superior que para *Str* e *Pes*, apontando para baixa sensibilidade a *Kkt*.

A correlação entre os parâmetros pode ser avaliada por meio da Figura 4.

Figura 4 - Matriz de correlação entre os parâmetros



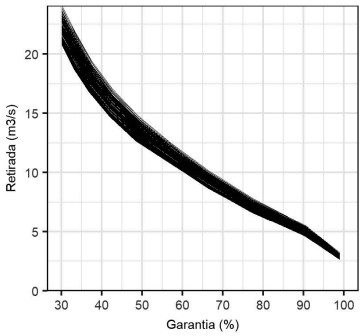
Fonte: Elaboração própria

Observa-se inicialmente que o *Crec* não está correlacionado com os outros parâmetros. *Kket* apresenta baixa correlação negativa com *Str* e *Pes*, enquanto esses últimos possuem considerável correlação positiva entre si.

Cada solução do Pareto pode ser usada para calcular uma série de vazões possível. Em seguida, usando cada uma dessas séries como vetor de vazões afluentes ao Orós e simulando o mesmo à vários níveis de retirada obtém-se um conjunto de curvas de garantia (Garantia *versus* Retirada) para o reservatório, com cada uma dessas curvas correspondendo há uma das soluções igualmente possíveis. Desse modo estima-se a incerteza da garantia de abastecimento devido os parâmetros do modelo, determinando-se uma faixa de garantia para o reservatório.

A Figura 5 representa a faixa de garantia calculada para o Orós.

Figura 5 - Faixa de garantia do Orós



Fonte: Elaboração própria

Por meio desse resultado, pode-se estimar uma faixa de retirada correspondente a uma garantia pré-fixada. De maneira análoga, dada uma retirada, pode-se definir uma faixa de garantia mais provável. Desse modo, a garantia de 90% deverá corresponder há uma retirada entre 4.5 m^3/s e 5.5 m^3/s, enquanto que uma retirada de 10 m^3/s deverá corresponder a uma garantia entre 60% e 67%. Observa-se considerável impacto da incerteza dos parâmetros na avaliação do risco de abastecimento. Observa-se igualmente uma menor incertezas a baixas retiradas.

7. CONCLUSÃO

O estudo mostra evidencia que a determinação dos parâmetros é fonte de incertezas não desprezíveis. A metodologia estabelecida permite mensurar a incerteza sobre os parâmetros além de propagar a mesma até a avaliação do risco de abastecimento.

Os resultados mostram como esperado valores de em torno de zero, com e regendo o comportamento do modelo.

As funções-objetivo $NASH_{anual}$, $NASH_{raiz}$ e o MAE se mostraram efetivas na comparação entre as séries de vazões calculadas e observadas, resultando em boa aproximação do regime médio de vazões.

Evidencia-se impacto considerável da incerteza dos parâmetros na incerteza da avaliação do risco com uma incerteza de cerca de 1 m^3/s na avaliação da vazão com garantia de 90%, indicando uma incerteza de 20% sobre o valor médio de 5 m^3/s.

Por fim, o estudo se mostra útil ferramenta de tomada de decisão, fugindo uma análise puramente determinística.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

LOPES J.E.G., BRAGA B.P.F., CONEJO J.G.L. **SMAP - A Simplified Hydrological Model, Applied Modelling in Catchment Hydrology**, ed. V.P.Singh, Water Resourses Publications. 1982

BEVEN, K.; BINLEY, A.. **The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction.** Hydrological Processes, Vol. 6 pp 279-298.1992

YAPO, P. O.; GUPTA H. P.; SOROOSHIAN, S**. Multi-objective global optimization for hydrological models**. Jurnal of Hydrology, Vol. 238 p. 1-14. 1998

COELLO, C. A. C.; LECHUGA, M. S. **MOPSO: A Proposal for Multiple Objective Partical Swarm Optimization**. Proceedings of the 2002 Congress on Evolutionary Computation. ed IEEE. 2002

ANÁLISE DAS INCERTEZAS DOS PARÂMETROS NA MODELAGEM HIDROLÓGICA CHUVA-VAZÃO SMAP ATRAVÉS DE ABORDAGEM BAYESIANA FORMAL: ESTUDO DE CASO DO RESERVATÓRIO ORÓS

Renan Vieira Rocha
Francisco de Assis de Souza Filho
Ályson Brayner Sousa Estácio

1. INTRODUÇÃO

Deriva da incompletude do conhecimento acerca dos processos hidrológicos e da complexidade da correta representação dos mesmos a partir de medições pontuais de variáveis, a existência de um grau significativo de incertezas na simulação de vazões a partir de modelos hidrológicos. A importância dos modelos nos estudos hidrológicos e muitas vezes no planejamento de curto, médio e longo prazo torna indispensável à quantificação da faixa de incerteza associada a vazão prevista, tarefa essa igualmente complexa.

M*étodos MCMC (Markov Chain Monte Carlo*) tem permitido a aplicação da abordagem bayesiana para a estimação das incertezas associadas. A abordagem probabilística bayesiana se diferencia da abordagem determinística clássica ao assumir que os parâmetros do modelo seguem uma distribuição de probabilidades, devido a uma aleatoriedade associada a incapacidade de atestar quais parâmetros representam a realidade, enquanto a abordagem clássica busca um conjunto de parâmetros que minimizam uma função objetivo, intrinsicamente assumindo que a dada função consegue mensurar corretamente o quão bem as vazões modeladas representam as vazões reais.

Algoritmos baseados nos métodos MCMC, como o caso do DREAM – *Differential Evolution with Self-Adaptive Randomized Subspace Sampling*, utilizam uma função de verossimilhança formal e conseguem amostrar de forma satisfatória a região de alta densidade de probabilidade do espaço amostral dos parâmetros, diferenciando soluções comportamentais de soluções não comportamentais através de um limiar baseado na distribuição de massa amostrada e sua distribuição de probabilidade implícita (VRUGT et al., 2009a, 2009b).

Essas características conferem vantagens acerca da abordagem informal, extensamente aplicada na literatura, como o caso do método GLUE – *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*, que apesar de conseguir estimar as incertezas totais inerentes a modelagem de vazões, ao utilizar uma abordagem informal da função de verossimilhança não permite separar as diferentes fontes de incerteza, dos parâmetros, dados, forçantes e de erros estruturais do modelo. A desagregação das incertezas permite uma melhor compreensão do comportamento das vazões, e consequentemente uma melhor modelagem das mesmas (VRUGT et al., 2009a).

O algoritmo DREAM é considerado mais eficiente que o GLUE e o SCEM-UA – *Shuffled Complex Evolution Metropolis*, do qual é adaptado. A eficiência desse método deriva da utilização de múltiplas cadeias em paralelo, com ajuste automático da escala e orientação da distribuição proposta durante o processo evolucionário.

Dentre as diversas fontes de incerteza, a relativa aos parâmetros do modelo, se mostra uma das mais importantes devido a sua análise permitir a estimação da incerteza epistêmica associada, derivada da ausência de compreensão e/ou informação sobre todos os processos físicos que governam o fenômeno modelado (SILVA; NAGHETTINI; FERNANDES, 2014).

O presente trabalho buscou analisar a faixa de incertezas associadas aos parâmetros do modelo chuva-vazão SMAP mensal através do DREAM, comparando os resultados com a abordagem clássica uniobjetivo. Foi selecionado para a modelagem as vazões do açude Orós devido à sua importância regional, esse açude é um dos principais do estado do Ceará e faz parte do sistema Jaguaribe-Metropolitano, sistema interligado de reservatórios responsável pelo abastecimento de grande parte do estado.

Ressalta-se que o modelo SMAP já foi aplicado em diversos estudos para a modelagem das vazões afluentes a esse e outros reservatórios da região (ALEXANDRE *et al.,* 2005; BARROS *et al.*, 2013; UFC/COGERH, 2013), cuja série de vazões pseudo-históricas modeladas embasaram também outros estudos (CID, 2017).

2. ANÁLISE DE INCERTEZAS PELO ALGORITMO DREAM

A distribuição de probabilidade associada a cada parâmetro do modelo hidrológico pode ser derivada do teorema de Bayes no qual (VRUGT, 2016):

$$p(\theta|Q) = \frac{p(Q|\theta).p(\theta)}{p(Q)}$$

onde:

- $\rho(\theta|Q)$ é a distribuição à *posteriori* do parâmetro θ;
- $\rho(\theta)$ é a probabilidade a *priori* de ocorrência de θ;
- $\rho(Q|\theta) = L\ (\theta|Q)$ é a função de verossimilhança;
- $\rho(Q)$ é uma constante de normalização;

A constante de normalização não é necessária para estimação da probabilidade à *posteriori* devido a possibilidade de todas as inferências estatísticas sobre $\rho(\theta|Q)$ serem feitas pela densidade sem normalização:

$$\rho(\theta|Q)\ \alpha\ \rho(\theta)\ L\ (\theta|Q)$$

O algoritmo do DREAM permite a utilização uma função de verossimilhança resultante da combinação de múltiplas distribuições de probabilidades,

visando considerar separadamente as diversas fontes de incertezas. A função utilizada se embasa em algumas considerações acerca da natureza dos erros (VRUGT et al., 2009a):

- Erros de medição são assumidos mutualmente independentes, normalmente distribuídos com variância constante;
- Erros correlacionados são parcialmente considerados com a aproximação de um modelo autoregressivo (AR) de primeira ordem;
- Erros acerca da representação das forçantes hidrológicas são incluídos no modelo através da inclusão de multiplicadores associados a cada tipo de evento de chuva;

A utilização do modelo autogressivo de primeira ordem visa representar explicitamente a não-estacionariedade e a autocorrelação da série de resíduos, características encontradas comumente na modelagem hidrológica. Devido a escala mensal de simulação, foi desconsiderado as incertezas acerca das forçantes de precipitação.

A distribuição de probabilidade resultante usualmente não pode ser obtida por meios analíticos, sendo necessária a utilização de soluções aproximadas como amostragem Monte Carlo. O método do DREAM utiliza para amostragem um algoritmo adaptativo MCMC para obter amostragens da distribuição posterior via simulação Monte Carlo a partir de uma distribuição a *priori*, usualmente sendo definida uma distribuição uniforme entre todo o espaço amostral de cada parâmetro.

A busca robusta e eficiente dentro do espaço amostral dos parâmetros é realizada por múltiplas cadeias markovianas iniciadas aleatoriamente, o que permite lidar com eventuais regiões múltiplas de alta atração das cadeias e facilita o uso de testes heurísticos para a avaliação de convergência do algoritmo. A eficiência da busca é reforçada pela troca de informações entre os membros de cada cadeia a cada passo, o que melhora a capacidade de sobrevivência das cadeias e permite a adaptação da escala e orientação da distribuição proposta (VRUGT et al., 2009a).

A convergência das cadeias é avaliada pela estatística R de Gelman & Rubin (1992)although some relevant aspects of group decision making are also reviewed. A taxonomy of solutions is presented which serves as the framework for a survey of recent theoretical developments in the area. A number of current research directions are mentioned and an extensive, current annotated bibliography is included.","author":[{"dropping-particle":"","family":"Gelman","given":"Andrew","non-dropping-particle":"","parse-names":-false,"suffix":""},{"dropping-particle":"","family":"Rubin","given":"Donald B.","-non-dropping-particle":"","parse-names":false,"suffix":""}],"container-title":"Statistical Science","id":"ITEM-1","issue":"4","issued":{"date-parts":[["1992","11"]]},"page":"457-472","title":"Inference from Iterative Simulation Using Multiple

Sequences","type":"article-journal","volume":"7"},"uris":["http://www.mendeley.com/documents/?uuid=8562aa9b-c07f-44df-9df3-caee5e0baa20"]}],"mendeley":{"formattedCitation":"(GELMAN; RUBIN, 1992, sendo obtida a distribuição *posteriori* dos parâmetros através de amostragem de *n* membros após verificada a convergência. Mais informações acerca da metodologia consultar as referências citadas.

Nesse trabalho o algoritmo DREAM foi aplicado durante dois períodos distintos:

- Série completa com falhas de vazões: 1912 – 2012 (Período 1)
- Série mais longa sem falhas: 02/1973 – 02/1997 (Período 2)

Foi utilizado a implementação em R de Guillaume & Andrews (2012). As distribuições posteriores foram obtidas com uma amostragem de 1.000 membros para cada uma das 10 cadeias utilizadas.

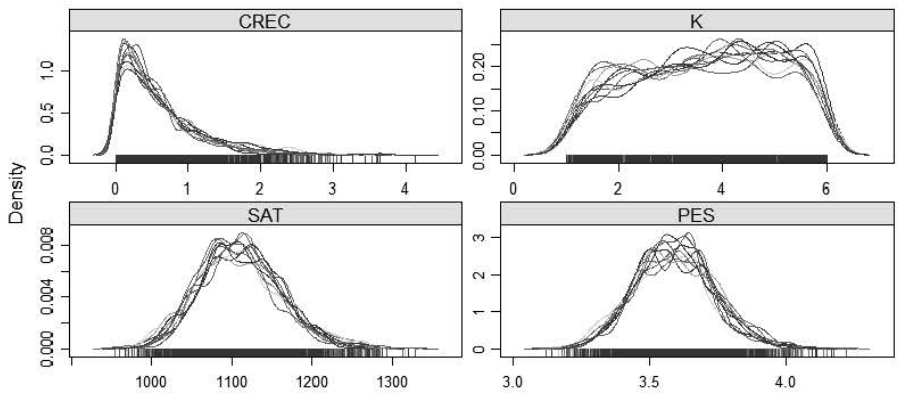
Os resultados obtidos foram então comparados com a calibração clássica utilizando como função objetivo o coeficiente de eficiência de Nash-Suthcliffe.

Os dados de entrada para a análise de incertezas são os mesmos descritos no capítulo de análise de incertezas através de otimização multiobjectivo. Analogamente para mais informações sobre o modelo hidrológico SMAP e a função objetivo consultar o referido capítulo.

3. RESULTADOS

As distribuições posteriores obtidas para o parâmetro K, para todos os períodos analisados, demonstram que para a bacia estudada o modelo não apresenta sensibilidade a esse parâmetro, observa-se que a distribuição obtida se assemelha à distribuição uniforme a *priori* (Figura 1), com um leve deslocamento do valor mínimo de 1 para 1,3.

Figura 1 – Resultados para o período 1



O parâmetro CREC apresentou a menor faixa de incertezas com somente pequenos desvios de zero. Esses resultados condizem com estudos prévios na região, reforçando a ciência de que para a região a imposição do valor de CREC igual à zero é razoável (ALEXANDRE, 2013; ROCHA, 2018).

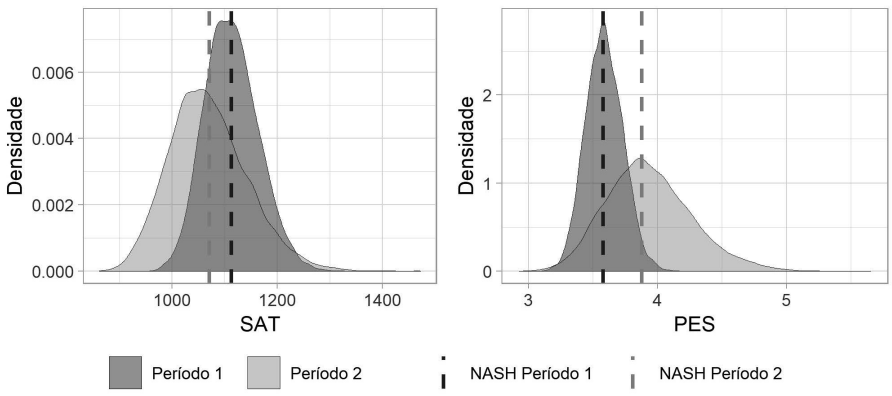
As distribuições para o parâmetro SAT apresentaram mudanças entre os períodos analisados, havendo um deslocamento da distribuição à posteriori, como pode ser visto pelo intervalo de confiança de 95% obtido utilizando todas as 10.000 amostras (Tabela 1) e pela plotagem das duas curvas (Figura 2). Para o parâmetro PES houve um achatamento da curva e uma comparativa ampliação da amplitude de incertezas entre o período 2 e 1.

Esses resultados podem ser explicados devido ao período 2 ser uma série significativamente mais curta (menos que 1/5 do período 1), e, consequentemente, ampliar a faixa de incertezas devido ao menor número de dados para atualização da distribuição a *piori*. Ressalta-se, no entanto, que frente aos limites dos parâmetros as alterações verificadas são pequenas, sendo mais significativa somente na distribuição do PES.

Tabela 1 – Intervalos de confiança pela metodologia DREAM e resultados da calibração.

Parâmetros	Intervalo de confiança		Calibração NASH Suthcliffe	
	Período 1	Período 2	Período 1	Período 2
SAT	1018,0 à 1214,8	930,1 à 1216,8	1112,8	1070,4
PES	3,31 à 3,86	3,31 à 4,6	3,57	3,88
CREC	1,0E-4 à 1,6	2,8E-4 à 4,5	0	0
K	1,3 à 6	1,3 à 6	4,73	1,93

Figura 2 – Distribuições posteriores dos parâmetros SAT e PES e relativa localização dos calibrados



A calibração uniobjetivo selecionou parâmetros próximos ao valor mais esperado da distribuição. Os coeficientes de NASH obtidos, 0,76 e 0,88, respectivamente para o período 1 e 2, indicam um bom ajuste do modelo aos dados para os dois períodos analisados.

A faixa de incerteza nas vazões relativa aos parâmetros do modelo, traçada a partir de simulações com todos os parâmetros da amostra do período 1 e 2 dentro do intervalo de confiança (Figuras 3 e 4), conseguiu capturar alguns picos que foram subestimados pela calibração tradicional via função objetivo NASH.

Figura 3 – Faixa de incerteza associada aos parâmetros (área em cinza), vazão pelos parâmetros calibrados (linha preta) e vazão observada (pontos) – Trecho do período 1

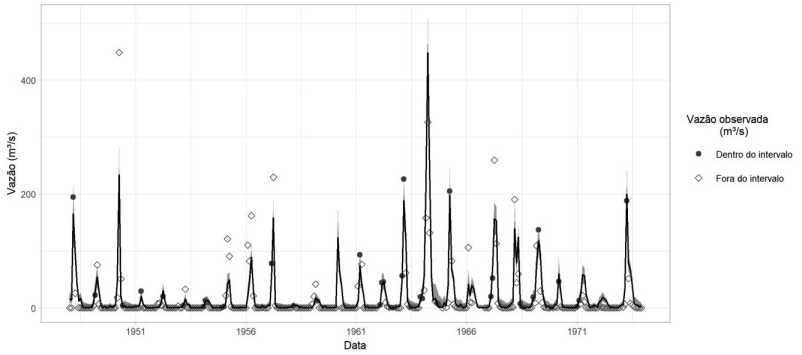
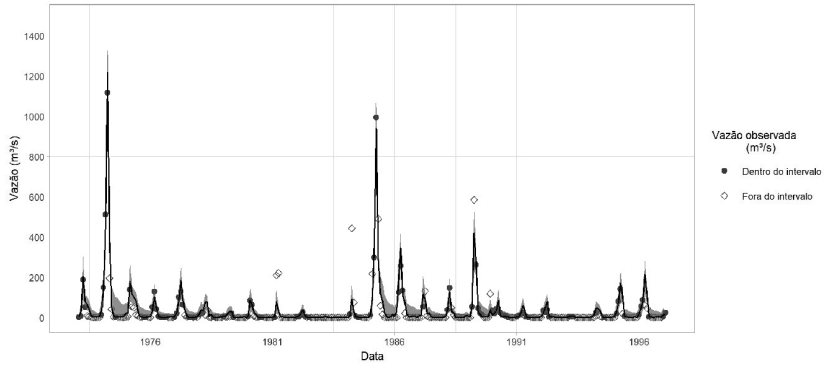


Figura 4 - Faixa de incerteza associada aos parâmetros (área em cinza), vazão pelos parâmetros calibrados (linha preta) e vazão observada (pontos) – Período 2



Observa-se um *lag* de ordem um entre algumas vazões previstas e observadas, resultando em alguns picos fora do intervalo de vazões obtido. Diversos picos não foram capturados pelo modelo mesmo com o intervalo estipulado, indicando que a incerteza dos parâmetros não consegue explicar o mal desempenho para esses eventos, podendo o mesmo ser derivado de outras fontes de incerteza como dados de entrada e erros estruturais do modelo.

Nota-se uma maior incerteza em relação a curva de recessão, com uma amplitude relativamente maior das vazões obtidas. Em relação a baixas vazões, a incerteza dos parâmetros não consegue capturar as vazões nulas, um fato que justifica esse comportamento é de que o modelo dificilmente consegue obter um valor exatamente igual a zero, somente próximo.

A faixa de incerteza das vazões obtida com a metodologia aplicada ao período 2 (Figura 4) foi quase idêntica à obtida com as vazões simuladas com as amostras do período 1 para o período 2 (1973-1997).

4. CONCLUSÕES

A metodologia proposta conseguiu estimar satisfatoriamente a faixa de incertezas derivadas da seleção dos parâmetros do modelo e explicitar que a incorporação da mesma consegue estimar um intervalo de vazões que englobem algumas vazões não contempladas pela calibração tradicional, contribuindo para uma previsão mais assertiva.

Esses resultados se mostram mais significativos principalmente para as vazões de pico, no qual a calibração comum por inúmeras vezes subestimou as vazões observadas. Entretanto é importante ressaltar que a faixa de incerteza obtida não conseguiu capturar diversos picos, principalmente de menor magnitude. O mal desempenho para esses eventos pode ser derivado de outras fontes de incerteza como dados de entrada e erros estruturais do modelo.

Para região estudada foi obtida uma pequena faixa de variação dos parâmetros PES e SAT cujo bom resultado se mostra derivado de um respectivo bom ajuste em geral do modelo às vazões observadas, como pode ser visto pelo alto coeficiente de eficiência de NASH obtido para os dois períodos, 0,74 e 0,88, respectivamente.

A aplicação do algoritmo DREAM para a série completa conseguiu produzir um intervalo de confiança de menor amplitude acerca dos possíveis parâmetros, fornecendo uma faixa de incertezas acerca das vazões quase idêntica à obtida aplicando a metodologia para um período de tempo mais curto, cujo intervalo de confiança apresentou maiores amplitudes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRE, A. M. B.; SOUZA FILHO, F. A.; CAMPOS, J. N. B. Incorporação do Impacto da Rede de Reservatórios Superficiais Artificiais de Caráter Intranual na Modelagem Hidrológica Chuva -Vazão. In: Francisco de Assis de Souza Filho; José Nilson B. Campos; Sandra H. S. Aquino. (Org.). **Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido**. 1ed.Fortaleza: Expressão Gráfica, 2013, p. 155-185.

ALEXANDRE, A. M. B., MARTINS, E. S., CLARKE, R. T., REIS, D. S. JR.

(2005). Regionalização de Parâmetros de Modelos Hidrológicos. In: **Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, ABRH, João Pessoa - PB, 2005.

BARROS, Francisco Venícius Fernandes *et al*. Regionalização de parâmetros do modelo chuva-vazão SMAP das bacias hidrográficas do Ceará. In: **Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido**. Org. por Souza Filho, Francisco de Assis de; Campos, José Nilson B.; Aquino, Sandra Helena Silva de. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2013. Cap. 9. p. 186-207.

CID, Daniel Antônio Camelo. **Alocação intertemporal e múltiplos usuários:** estudo de caso sistema Jaguaribe - metropolitano. 2017. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

GELMAN, A.; RUBIN, D. B. Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences. **Statistical Science**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 457–472, 1992. Disponível em: <http://projecteuclid.org/euclid.ss/1177010123>

GUILLAUME, J., & ANDREWS, F. (2012). DiffeRentialEvolution Adaptive Metropolis. R packge version 0.4-2. <http://dream.r-forge.r-project.org/.>

ROCHA, Renan Vieira. **Antropoceno:** impactos antrópicos de mudanças no uso do solo e operação de reservatórios nas secas do Ceará. 2018. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

SILVA, F. E.; NAGHETTINI, M.; FERNANDES, W. Avaliação bayesiana das incertezas nas estimativas dos parâmetros de um modelo chuva-vazão conceitual. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 19, n. 4, p. 148–159, 2014.

UFC/COGERH. **Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Relatório 1.1.12. Convênio UFC/COGERH/FCPC. Fortaleza. 2013. 24p

VRUGT, J. A. et al. Equifinality of formal (DREAM) and informal (GLUE) Bayesian approaches in hydrologic modeling? **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, [s. l.], v. 23, n. 7, p. 1011–1026, 2009. a.

VRUGT, J. A. et al. Accelerating Markov Chain Monte Carlo Simulation by Differential Evolution with Self-Adaptive Randomized Subspace Sampling. **International Journal of Nonlinear Sciences and Numerical Simulation**, [s. l.], v. 10, n. 3, 2009. b.

VRUGT, J. A. Markov chain Monte Carlo simulation using the DREAM software package: Theory, concepts, and MATLAB implementation. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.], v. 75, p. 273–316, 2016. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815215300396>

ACOPLAMENTO DO MODELO ATMOSFÉRICO WRF AO MODELO HIDROLÓGICO SCS/HMS PARA A PREVISÃO DE CHEIAS NA BACIA DO PARAÍBA DO MEIO EM ALAGOAS.

André Gonçalo dos Santos
Jose Nilson B. Campos

1. INTRODUÇÃO

Os impactos gerados pelas inundações consistem principalmente em perdas materiais, sociais, interrupção das atividades econômicas das áreas inundáveis, e perdas de vidas humanas (BLAINSKI, 2011). Diante da problemática, algumas medidas preventivas são discutidas na literatura, com a finalidade de minimizar os impactos causados pelas inundações. Para Castro *et al* (2007), as medidas são classificadas em estruturais e não estruturais. As estruturais são obras de engenharia desenvolvidas para reduzir os riscos às inundações. Segundo Tucci (1993), elas são classificadas em extensivas e intensivas. O controle extensivo é realizado mediante intervenções de conservação do solo e alteração da cobertura vegetal da bacia. As medidas dos tipos intensivas são aquelas que agem no rio e objetiva diversas formas de controle dependendo do tipo de obra, em geral, os reservatórios, os diques, caixas de expansão, retificações do curso do rio, entre outras.

As medidas não estruturais, em contraponto, procuram reduzir impactos sem modificar o risco das enchentes naturais, e defendem, na sua concepção, a melhor convivência da população com as cheias. Entre essas medidas, cita-se como exemplo: os sistemas de alerta; os seguros contra enchente; os mapas de inundações, entre outras. Os sistemas de previsão e alerta hidrológico têm se destacado com bastante eficiência. Uma das maiores vantagens da utilização dessa medida está associada ao seu baixo custo e bons resultados (BLAINSKI, 2011). Frente a isso, a modelagem hidrológica surge como uma poderosa ferramenta de apoio às medidas não estruturais.

A utilização de métodos numéricos para modelação de fenômenos físicos ganhou espaço nos mais variados ramos da ciência. Em meteorologia, os modelos numéricos têm sido utilizados principalmente no estudo do comportamento dinâmico da atmosfera e previsão do tempo. Já no que concerne à modelagem hidrológica, ela constitui uma importante ferramenta no gerenciamento de recursos hídricos e em estudos que buscam obter prognósticos hidrológicos em bacias hidrográficas, a partir das condições iniciais.

Outra alternativa de ferramenta não estrutural é a utilização de modelos hidrológicos acoplados a modelos atmosféricos. O método consiste na alimentação do modelo hidrológico com uma série de precipitação prevista pelo modelo

meteorológico. A implementação da modelagem meteorológica com a hidrológica possibilita estudar a estrutura e características de formação, desenvolvimento e propagação de eventos hidrológicos como as inundações.

Meller (2012) abordou essa metodologia na previsão de cheias por conjuntos em curto prazo, utilizando o modelo hidrológico MGB-IPH. Para o autor, a abordagem representa uma perspectiva promissora na detecção e antecipação de eventos de cheias, sobretudo em eventos do tipo dicotômicos, importantes na emissão de alerta de cheias.

Nessa perspectiva, é proposta e avaliada a implementação do acoplamento entre um modelo atmosférico e um hidrológico como metodologia para o desenvolvimento de um sistema de previsão e alerta a cheias e inundações na bacia do rio Paraíba do Meio.

O objetivo geral do capítulo é Avaliar o acoplamento unidirecional entre o modelo atmosférico de mesoescala WRF e um modelo hidrológico formulado com as ferramentas disponíveis no HEC-HMS, como instrumento basal no estudo de um sistema de previsão e alerta às inundações na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Meio.

2. MODELO WRF

O modelo *Weather Research and Forecasting* (WRF) é um sistema de modelagem numérica da atmosfera de última geração, desenvolvido por vários centros de investigação e agências governamentais dos Estados Unidos como o Centro Nacional de Pesquisas Atmosféricas (NCAR), Divisão de Meteorologia de Meso e Microescala (MMM), a Administração Nacional de Oceanos e Atmosfera (NOAA), o Centro Nacional de Previsão do Meio Ambiente (NCEP), o Laboratório de Pesquisa Naval (NRL), o Centro de Análise e Previsão de Tempestades (CAPS) da Universidade de Oklahoma nos EUA, e a Administração Federal de Aviação (FAA), também nos EUA, com a participação de outros cientistas (SKAMAROCK *et al*, 2005).

Esse modelo é tido como um instrumento flexível e portável, que pode ser executado em várias plataformas computacionais, além de oferecer uma diversidade de opções de esquemas paramétricos. O WRF representa o estado da arte de modelos de simulação atmosférica de mesoescala. O modelo possui dois núcleos dinâmicos de processamento: o ARW (*Advanced Research WRF*) e o NMM (*Nonhydrostatic Mesoscale Model*). O NMM foi desenvolvido pelo NCEP a partir do modelo operacional hidrostático ETA, o ARW foi desenvolvido a partir do MM5 e é mantido pelo NCAR. O ARW utiliza as equações não hidrostáticas de Euler para caracterizar as propriedades conservativas do fluido. As equações são formuladas usando as coordenadas verticais de pressão hidrostática (LAPRISE, 1992) que acompanham o relevo (η), malha do tipo Arakawa C, esquema de integração no tempo do tipo *Runge-Kutta* de terceira ordem, esquema de advecção de quinta

e terceira ordem nas direções horizontal e vertical e as equações de fluxo no espaço cartesiano para incluir o efeito da umidade na atmosfera.

O modelo WRF utiliza em sua estrutura o sistema de coordenadas verticais denominado eta (η). Nesse sistema, cada nível é representado por um valor médio para a parcela entre as duas superfícies, descrito pela coordenada (η), e não um valor sobre a superfície (OLIVEIRA, 2006).

2.1. CONFIGURAÇÃO DO DOMÍNIO DO WRF

Visando estabelecer a configuração de grades que melhor representasse a região em estudo, o modelo WRF foi configurado com três domínios de integração. O primeiro domínio, o mais externo (D1), foi configurado com 81x81 pontos nas direções xy, com 25km de espaçamento de grade, cobrindo toda a região Nordeste do Brasil; o segundo domínio, aninhado (D2), foi configurado com 91x91 nas direções xy e com espaçamento horizontal entre grades de 5km; por fim, o terceiro e último domínio, aninhado (D3), foi configurado com 151x151 pontos nas direções xy e com espaçamento horizontal entre grades de 1km.

3. PROGRAMA HEC-HMS

O programa HEC-HMS, é uma ferramenta de fácil operacionalidade, além de apresentar uma grande quantidade de métodos e parâmetros na formulação de modelos hidrológicos, o que garante um máximo detalhamento das características existentes em uma bacia hidrográfica. O programa HEC-HMS é uma ferramenta de acesso livre aos usuários, disponibilizada pelo Centro de Engenharia Hidrológica (HEC) do Corpo dos Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (*U.S. Army Corps of Engineers*), o software largamente conhecido e aplicado em estudos hidrológicos (CUNHA, 2004; US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

A plataforma HEC dispõe de módulos hidráulicos e hidrológicos nos processos de simulação, entre os quais se destacam os módulos HEC-RAS – hidráulico e o módulo HEC-HMS – hidrológico.

O Sistema de Modelagem Hidrológica (HMS) é um dos módulos do HEC que possibilita formular vários processos hidrológicos, entre eles, destaca-se o processo de transformação de precipitação em escoamento superficial em sistemas de bacias hidrográficas urbanas e rurais (USACE, 2010).

O HEC-HMS pode simular as cheias para eventos de chuva de curta duração (escala de dias) e de longa duração (escala de anos) (CAMPOS, 2009, p. 102-103). O programa também inclui um pacote de calibração automática para ajustar os seus parâmetros e condições iniciais, dadas às observações das condições hidrometeorológicas. O programa tem sido aplicado na solução de diversos problemas em uma grande variedade de bacias com diferentes características. Ele foi inicialmente desenvolvido para suprir estudos conduzidos pelo próprio *Hy-*

drologic Engineering Center (HEC), tais como: inundações em centros urbanos, frequência de inundações, perdas por enchentes, e dimensionamento e operação de reservatórios (SING; WOOLHISER, 2002).

Para Feldman (2000), os hidrogramas simulados pelo HEC-HMS, a partir de um evento de precipitação, apresentam uma relativa precisão, e uma das vantagens em se utilizar essa ferramenta está na possibilidade de se adotar diferentes combinações de métodos para representar os processos hidrológicos, como interceptação, infiltração e escoamento direto.

O módulo HMS admite que uma bacia hidrográfica seja composta por um grupo de sub-bacias interligadas entre si, e que os processos hidrológicos são representados pelos parâmetros que refletem as condições médias de cada sub-bacia (MILDE *et al*, 2002). Nesse modelo, a representação física de uma bacia hidrográfica é feita utilizando-se as características dos seguintes elementos hidrológicos: sub-bacia, rios, reservatórios, trechos, junções e depressões, que são conectados entre si, criando uma rede que simulará o processo de escoamento.

O funcionamento do HEC-HMS é condicionado à definição de certos componentes (Gerenciadores) como modelo da bacia, modelo meteorológico, especificação das condições de controle e dados de entrada.

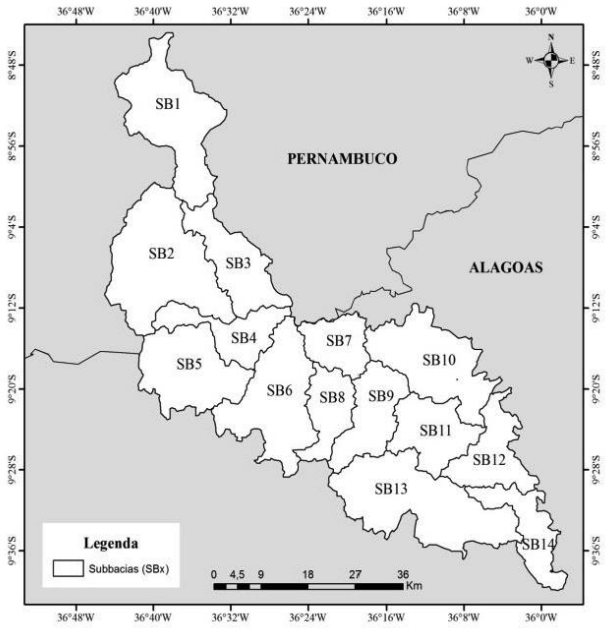
No processamento do HEC-HMS, a princípio, são inseridos os dados físicos da bacia, bem como os dados hidrológicos. Em seguida, são selecionados os métodos para o cálculo das perdas, transformação chuva-vazão, composição do escoamento de base e propagação em rios, considerando-se, desse modo, os parâmetros envolvidos nos métodos, como a área, o tempo de concentração, tempo de resposta e perdas em sumidouros.

Posteriormente, os dados são agrupados nos gerenciadores: a) Gerenciador do Modelo de Bacias – permite discretizar a bacia hidrográfica em uma ou mais sub-bacias, além de definir os processos e elementos hidrológicos associados a cada sub-bacia como características físicas da bacia, perda da precipitação, transformação em escoamento superficial e propagação da vazão; b) Gerenciador do Modelo Meteorológico é a parte responsável por definir os modelos meteorológicos que representam a forma da chuva e as estações pluviométricas utilizadas; c) Gerenciador de Especificação de Controle é utilizado para especificar o período do evento simulado e o intervalo de cálculo a ser empregado pelo modelo na formulação dos resultados; d) Gerenciador de Séries de Dados Temporais – agrega os valores pluviométricos e fluviométricos.

Na formulação do modelo hidrológico, foi adotado o método de Número de Curva do SCS (SCS, 1972 e 1986) para calcular as perdas no solo (*Loss Method*) e o método do Hidrograma unitário do SCS (SCS, 1972 e 1986), para a transformação do excedente de precipitação em vazão.

No propósito de alcançar o melhor resultado no processo de calibração do modelo, a área da bacia do rio Paraíba do Meio foi discretizada em quatorze (14) unidades hidrográficas distintas (Figura 1).

Figura 1: Discretização da bacia do rio Paraíba do Meio.



Fonte: Autor (2015).

3.1. MÉTODO DE PERDAS INICIAIS: NÚMERO DE CURVA DO SCS (CN)

O H $r = \frac{S_{X,Y}}{S_X S_Y}$ considera como perdas iniciais a quantidade de precipitação necessária para iniciar o processo de escoamento superficial, o qual representa o armazenamento de água pela cobertura vegetal e pelas depressões locais na superfície do solo (MILDE *et al*, 2002).

No método do Número de Curva do SCS (SCS, 1972 e 1986), o cálculo das perdas iniciais é efetuado através do coeficiente adimensional CN, que representa as condições naturais do solo, do tipo de uso, da ocupação e da condição de saturação inicial do solo. O modelo estima o excesso de precipitação através da equação 1.

$$Pe = \frac{(P - Ia)^2}{P - Ia + S} \qquad (1)$$

Em que *Pe* é a precipitação efetiva ou escoamento acumulado (*mm*) no instante *t*; *P* é a chuva acumulada (*mm*) no instante *t*; *Ia* são as perdas iniciais também em mm e *S* é o potencial máximo de retenção da precipitação (*mm)*. A Equação 1 é válida para $P > Ia$, quando $P \leq Ia$, $Pe = 0$.

A perda inicial (Ia) compreende a água interceptada da precipitação pela vegetação ou retida em depressões do terreno, infiltrada ou evaporada, antes do início do deflúvio. Segundo a SCS, a *Ia* pode ser representada pela relação demonstrada pela Equação 2 (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2006).

$$Ia = 0{,}2S \quad (2)$$

Assim a precipitação efetiva pode ser determinada através da Equação 3.

$$Pe = \frac{(P - 0{,}2S)^2}{P + 0{,}8S} \quad (3)$$

Em que o potencial *S* pode ser calculado pela correlação da estimativa do CN (SCS, 1986), representada pela Equação 4.

$$S = \frac{25400}{CN} - 245 \quad (4)$$

Em que o CN é o número de curva que varia no intervalo de 0 ≤ CN ≤ 100, em função do grupo de solo e das condições naturais do solo como tipo e uso do solo, ocupação e condição de saturação inicial do solo, conforme ANEXO A.

A equação 3 só é válida quando $P \geq 0{,}2S$; caso contrário $P \leq 0{,}2S$, o modelo admite que não ocorra deflúvio superficial, ou seja, Q=0.

3.2. MÉTODO DE TRANSFORMAÇÃO DO EXCEDENTE DE PRECIPITAÇÃO EM VAZÃO: MODELO DO HIDROGRAMA UNITÁRIO DO SCS.

Por meio de uma análise envolvendo um grande número de bacias e de hidrogramas unitários, o Departamento de Conservação de Solo (SCS, 1972) constatou que os hidrogramas unitários expressam uma forte relação entre o tempo e a vazão, estimada com base no tempo de concentração e na área das bacias. Segundo Milde *et al* (2002), esse é um dos modelos mais utilizados em aplicações práticas, devido a sua simplicidade e facilidade de aplicação.

4. AVALIAÇÕES DA EFICIÊNCIA DOS MODELOS

Na avaliação do desempenho dos dois modelos utilizados, foram usados cinco critérios estatísticos, cada um avaliando uma característica específica. Para Weber (1982), o uso isolado desses indicadores pode ser uma forma inadequada de avaliar o desempenho de um modelo.

4.1. VIÉS

O Viés (Bias) (Equação 5), expressa o desvio médio dos valores estimados em relação aos observados e é comumente utilizado para quantificar erros de equilíbrio de um modelo, para indicar a tendência em superestimar ou subestimar os valores observados.

$$\text{Viés} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(P_i - P_{Obs}) \qquad (5)$$

Em que P_i é o iésimo valor estimado, P_{obs} é o valor observado na superfície e N é o número de dados analisados.

4.2 RAIZ DO ERRO QUADRÁTICO MÉDIO (REQM)

A REQM é um indicador que tem por objetivo estimar a magnitude do erro dos valores estimados de um modelo numérico (Moura *et al*, 2010), e é definido pela Equação 6. Valores elevados de REQM indicam grandes erros na previsão, e valores próximos a zero indicam uma simulação ideal.

$$REQM = \sqrt{\left(N^{-1}\sum_{i=1}^{N}(P_i - O_i)^2\right)} \qquad (6)$$

Em que P_i é o iésimo valor estimado, O_i é o valor observado na superfície e N é o número de dados analisados.

4.3 COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

Um dos métodos comumente conhecido para se calcular a correlação entre duas variáveis é o Coeficiente de Correlação Linear de Pearson. Seu cálculo é expresso pela equação 7.

(7)

A correlação é linear perfeita positiva quando r = 1 e linear perfeita negativa quando r = –1. Quando se tem r = 0, não existe correlação linear entre as variáveis X e Y. Segundo Callegari-Jacques (2003), o coeficiente de correlação pode ser avaliado qualitativamente da seguinte forma:

Se 0,00 < |r| < 0,30, existe fraca correlação linear;

Se 0,30 < |r| < 0,60, existe moderada correlação linear;

Se 0,60 < |r| < 0,90, existe forte correlação linear;

Se 0,90 < |r| < 1,00, existe correlação linear muito forte.

4.4 COEFICIENTE *NASH-SUTCLIFFE*

O coeficiente de *Nash-Sutcliffe* foi utilizado como critério avaliativo da habilidade preditiva do modelo HEC-HMS, e se trata de um indicador amplamente utilizado na avaliação de modelos hidrológicos. Segundo Nash e Sutcliffe (1970), seu valor é determinado pela Equação 8.

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=0}^{n}(O_i - P_i)^2}{\sum_{i=0}^{n}(O_i - \bar{O})^2} \quad (8)$$

Em que 0_i é valor observado, P_i o valor simulado e $\bar{O}$ o valor médio observado.

O valor do coeficiente *Nash* varia entre o $-\infty$ a 1. Uma eficiência igual a 1 (Nash = 1) indica uma perfeita correspondência do modelo aos dados observados. Uma eficiência de zero (Nash = 0) indica que as previsões do modelo são tão precisas quanto à média dos dados observados, enquanto que valores inferiores à zero (Nash < 0) indicam que o modelo não é adequado para simulação.

4.5 *HEIDKE SKILL SCORE*

Para a avaliação da habilidade preditiva do modelo WRF e também do modelo hidrológico, foi utilizado o índice de *Heidke Skill Score* (HSS). Este índice mede a habilidade com que o modelo prevê uma variável em relação a um padrão particular, tal como a previsão feita ao acaso, ou seja, ele elimina a influência de previsões que estariam corretas por acaso.

Foi utilizado o HSS para eventos dicotômicos (binários). De acordo com Conner e Grant (1998), o índice indica o grau de concordância entre dois pressupostos binários como chover ou não chover, calculado a partir de uma tabela de contingência de 2 × 2, tal como definido pela Tabela 1. Para as previsões hidrológicas geradas no acoplamento dos modelos, foi utilizado o método para multicategoria (Tabela 2). Nesse método, o HSS utiliza a proporção de acertos como métrica para calcular a qualidade relativa do sistema de previsão**.**

Tabela 1: Esquema de contingência para o cálculo do HSS.

Observação	**Previsão**		
	Choveu	**Não Choveu**	**Total**
Choveu	x	y	x + y
Não Choveu	z	w	z + w
Total	x + z	y + w	n

Fonte: Barnston (1992).

A precipitação é analisada por meio de categorias, isto é, o critério de erro ou acerto da previsão baseia-se na ocorrência ou não do evento de chuva. Para isso, são definidas as seguintes categorias:

- O modelo previu chuva e ocorreu no ponto de verificação (X);
- O modelo previu chuva no ponto e não ocorreu (Y);
- O modelo não previu chuva no ponto e ocorreu (Z);
- O modelo não previu chuva no ponto e não ocorreu (W).

Tabela 2: Tabela de contingência multicategórica

		Categoria Observada				
	i/j	Classe-1	Classe-2	...	Classe-k	Total
Categoria Prevista	Classe-1	$n(F_1, O_1)$	$n(F_1, O_2)$	...	$n(F_1, O_k)$	$N(F_1)$
	Classe-2	$n(F_2, O_1)$	$n(F_2, O_2)$	...	$n(F_2, O_k)$	$N(F_2)$
	...	...	...	...	...	...
	Classe-k	$n(F_k, O_1)$	$n(F_k, O_2)$	...	$n(F_k, O_k)$	$N(F_K)$
	Total	$N(O_1)$	$N(O_2)$	...	$N(O_K)$	N

Fonte: Adaptada de Nurmi (2003).

Em que $n(F_i O_j)$ indica o número de previsões na categoria i que tinha observações na categoria j, $N(F_i)$ indica o número total de previsões da categoria I, $N(O_j)$ indica o número total das observações na categoria j, e N é o número total de previsões.

Os valores do HSS podem variar entre -1 a 1, com 1 indicando uma habilidade perfeita, zero indicando nenhuma habilidade ou uma previsão equivalente a uma previsão de referência que, nesse caso, significa acaso, e -1 indicando desempenho pior do que um esquema aleatório. O índice é definido com base nos elementos das Tabelas 1 e 2, e calculado pelas Equações 9 e 10, respectivamente, para as previsões dicotômicas e multicategóricas.

$$HSS = \frac{2(xw - yz)}{[(x + z) \cdot (z + w) + (x + y) \cdot (y + w)]} \quad (9)$$

$$HSS = \frac{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{k} N(F_i O_i) - \frac{1}{N^2}\sum_{i=1}^{k} N(F_i)N(O_i)}{1 - \frac{1}{N^2}\sum_{i=1}^{k} N(F_i)N(O_i)} \quad (10)$$

4.6 PROPORÇÃO DE ACERTO (H)

Segundo Jolliffe e Stephenson (2003, p. 46), o percentual de acerto é uma medida intuitiva de previsão correta. A expressão indica a fração de n previsões ocorridas independentemente se o evento foi abaixo ou acima do limite preestabelecido. O H varia entre 0% a 100%; é classificado como pior possível quando atinge valor igual a zero (0%) e ideal quando igual a um (ou 100%). O índice é calculado pela Equação 11 para previsões dicotômicas e Equação 12 para previsões multicategorizadas, com base nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

$$H = \frac{x + w}{n} \cdot 100 \tag{10}$$

$$H = \frac{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{k} N(F_i O_i)}{N} \tag{11}$$

4.7 RAZÃO DE ALARME FALSO (RAF)

Ainda de acordo com Jolliffe e Stephenson (2003, p. 47), ao contrário do H, o RAF é uma medida de precisão que representa a proporção dos eventos previstos que não foram observados. A medida é calculada pela equação 13 de acordo com a Tabela 1. O RAF apresenta uma orientação inversa ao H, de forma que valores menores (o mais próximo de 0%) serão tidos como ideais, e inadequados, quando for próximo ou igual a 100%.

$$FAR = \frac{y}{x + y} \tag{13}$$

5. RESULTADOS

5.1 MODELO WRF

A Tabela 3 apresenta a estatística obtida após a aplicação dos critérios em cada uma das nove combinações com ponto de análise no posto de Atalaia. A análise evidenciou que o modelo WRF apresenta uma tendência em subestimar as observações em todas as combinações.

Tabela 3: Estatística relacionada às simulações com cada uma das nove combinações avaliadas no modelo WRF-ARW, para o posto de Atalaia/AL.

COMBINAÇÃO	r	VIÉS	REQM
MPK e KF	0,55	-0,01	1,82
MPK e BMJ	0,31	-0,84	2,17
MPK e G3D	0,53	-0,55	1,87

MPL e KF	0,63	0,07	1,66
MPL e BMJ	0,44	-0,81	2,08
MPL e G3D	0,46	-0,27	2,03
MPT e KF	0,68	-0,07	1,55
MPT e BMJ	0,38	-0,82	2,12
MPT e G3D	0,61	-0,28	1,69

Fonte: Autor (2015).

As precipitações simuladas foram comparadas aos valores observados de precipitação. A análise constatou que o modelo conseguiu prever chuvas em todos os instantes em que se registrou precipitação observada em todas as combinações. Contudo, a magnitude das chuvas previstas foi bem abaixo da observada para algumas combinações.

Segundo Yuan *et al* (2009) e Argüeso *et al* (2011), o modelo WRF tem seu melhor desempenho em previsões com escalas maiores de tempo, como médio e longo prazo. Contudo, a precipitação acumulada prevista no período analisado apresentou valores significativos para algumas combinações como MPL--G3D=75%, MPT-KF=94% e MPK-KF=99% dos valores precipitados observados.

No segundo ponto de análise (Posto Viçosa), os resultados mostraram que, o esquema de MPT e a parametrização convectiva de G3D apresentaram os melhores resultados entre as combinações avaliadas. O valor do coeficiente de correlação obtido foi de 42%, considerado um valor moderado, segundo a classificação de Callegari-Jacques (2003). Constatou-se, também, que o critério que avalia o erro sistemático (Viés) e sua magnitude (REQM) foram os melhores (Tabela 4).

Tabela 4: Estatística relacionada às simulações com cada uma das nove combinações avaliadas no modelo WRF-ARW, para o posto de Viçosa/AL.

COMBINAÇÃO	**r**	**VIÉS**	**REQM**
MPK e KF	0,42	-0,97	2,05
MPK e BMJ	0,36	-0,93	2,04
MPK e G3D	0,29	-0,61	2,80
MPL e KF	0,46	-1,02	2,08
MPL e BMJ	0,42	-0,95	2,03
MPL e G3D	0,42	-0,50	2,19
MPT e KF	0,21	-0,99	2,14
MPT e BMJ	0,20	-0,95	2,14

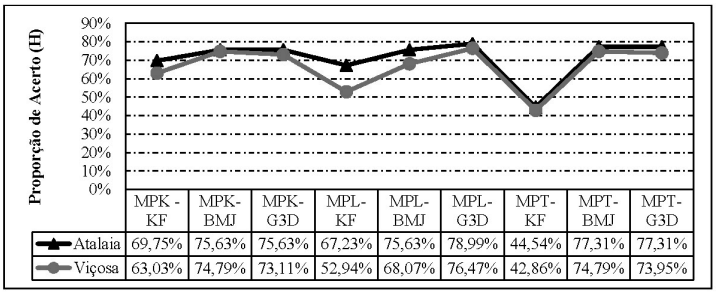
MPT e G3D	0,40	-0,42	1,89

Fonte: Autor (2015).

Em termos de valores acumulados no período avaliado, o modelo utilizando a combinação MPT-G3D, conseguiu prever 64% do observado.

Na Figura 2, é apresentado o índice de Proporção de Acerto (H) do modelo WRF para cada uma das nove combinações. As combinações apresentaram índices de acerto superior a 50%, com exceção da combinação entre a microfísica de Thompson (MPT) e a convecção de Kain-Fritsch. O melhor H foi proporcionado pela microfísica de Purdue Lin e a convecção de Grell 3D, com aproximadamente 80%.

Figura 2: Proporção de acertos (PA) das previsões de chuva geradas do modelo WRF sobre a bacia do rio Paraíba do Meio.

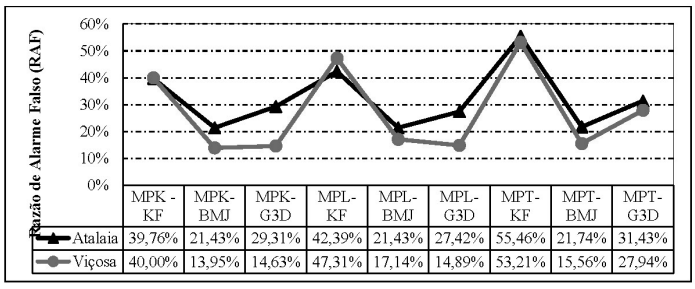


	MPK - KF	MPK-BMJ	MPK-G3D	MPL-KF	MPL-BMJ	MPL-G3D	MPT-KF	MPT-BMJ	MPT-G3D
Atalaia	69,75%	75,63%	75,63%	67,23%	75,63%	78,99%	44,54%	77,31%	77,31%
Viçosa	63,03%	74,79%	73,11%	52,94%	68,07%	76,47%	42,86%	74,79%	73,95%

Fonte: Autor (2015).

A Figura 3 apresenta a Razão de Alarmes Falsos (FAR) proporcionados pelo modelo WRF. O RAF mostrou que a maior quantidade de desvio na previsão ocorreu com a combinação de MPT-KF, com valor médio de 54,34% entre os dois pontos de análise. As melhores combinações apresentaram um RAF variando entre 13,95% a 27,42%.

Figura 3: Relação de alarme falso (RAF) das previsões de chuva geradas do modelo WRF sobre a bacia do rio Paraíba do Meio.

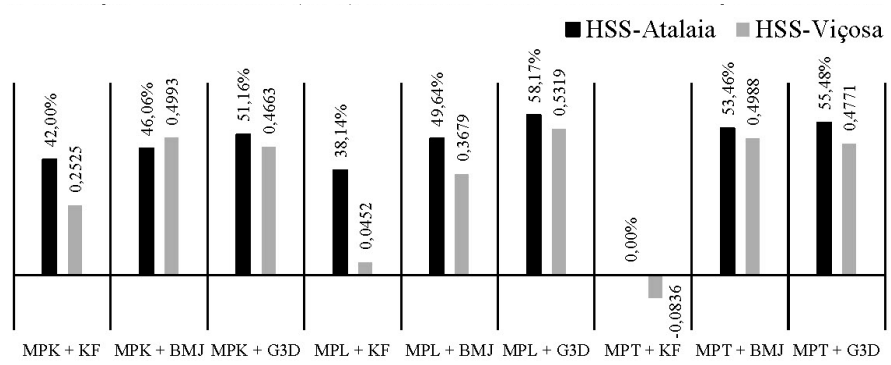


	MPK - KF	MPK-BMJ	MPK-G3D	MPL-KF	MPL-BMJ	MPL-G3D	MPT-KF	MPT-BMJ	MPT-G3D
Atalaia	39,76%	21,43%	29,31%	42,39%	21,43%	27,42%	55,46%	21,74%	31,43%
Viçosa	40,00%	13,95%	14,63%	47,31%	17,14%	14,89%	53,21%	15,56%	27,94%

Fonte: Autor (2015).

O índice HSS (Figura 4) avaliou a capacidade preditiva do WRF em cada uma das rodadas. O modelo proporcionou resultados preditivos satisfatórios em quase todas as combinações analisadas. Vale salientar que o melhor desempenho encontrado no HSS sobreveio utilizando-se os esquemas de MPL e G3D, os quais indicaram valores iguais a 0,5817 e 0,5319, em ambos os pontos analisados.

Figura 4: Avaliação da Habilidade (HSS) do modelo WRF, com as combinações analisadas.



Fonte: Autor (2015).

Diante dos resultados apresentados na avaliação das combinações paramétricas de microfísica e convecção na geração de previsão de chuvas pelo modelo WRF, optou-se por se utilizar na configuração os esquemas de microfísica e convecção (MPT-G3D) propostos por *Purdue Lin* (LIN *et al*, 1983) e o de *Grell 3D* (GRELL, 1993), por apresentarem, em média, o melhor resultado estatístico no conjunto dos critérios avaliados.

5.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA

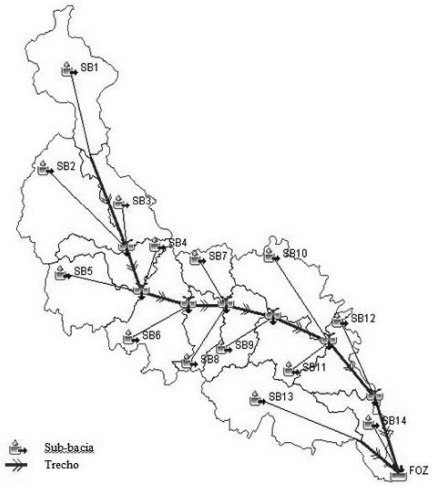
O modelo foi calibrado, utilizando-se como entrada uma série de precipitações horárias com 120 registros, correspondente ao período de 01 a 05 de julho de 2013.

Dois postos fluviométricos foram utilizados na calibração, a PCD da cidade de Viçosa localizada na sub-bacia SB9 e a PCD de Atalaia (SB12). O Número de Curva (CN) e o Tempo de Resposta (*lag time*) foram os parâmetros a serem calibrados no modelo.

Na fase de calibração, foram adotados os métodos por aproximações sucessivas e o automático.

O esquema físico da configuração hidrológica da bacia do rio Paraíba do Meio gerado pelo HEC-HMS com os seus respectivas trechos e sub-bacias podem ser visualizados na Figura 5.

Figura 5: Configuração esquemática do HEC-HMS da bacia de drenagem do rio Paraíba do Meio PE/AL.



Fonte: Autor (2015).

5.3 CALIBRAÇÃO MODELO HIDROLÓGICO

O ajuste dos parâmetros do modelo hidrológico objetivou minimizar a função objetiva REMQ e Viés, e a maximizar o coeficiente *Nash-Sutcliffe* e o coeficiente correlação.

Os resultados foram organizados e expostos na Tabela 5. O ajuste possibilitou vazões simuladas bem próximas aos valores observados. O modelo apresentou na fase de calibração uma habilidade avaliada como adequada e boa, de acordo com Motovilov *et al* (1999 *apud* ROY, 2013). A relação entre a série simulada e observada indicou uma correlação muito forte, com coeficiente médio de 0,921 e uma amplitude mediana entre os valores simulados e observados de 0,57, conforme a REQM. O modelo exibiu uma tendência em subestimar a vazão observada na fase de calibração; contudo, os picos de cheias foram simulados satisfatoriamente.

Os hidrogramas da Figura 6 apresentam uma comparação entre as séries observada e simulada. Constatou-se, na análise, uma adequação do ajuste dos parâmetros e, consequentemente, uma boa simulação dos picos de cheias.

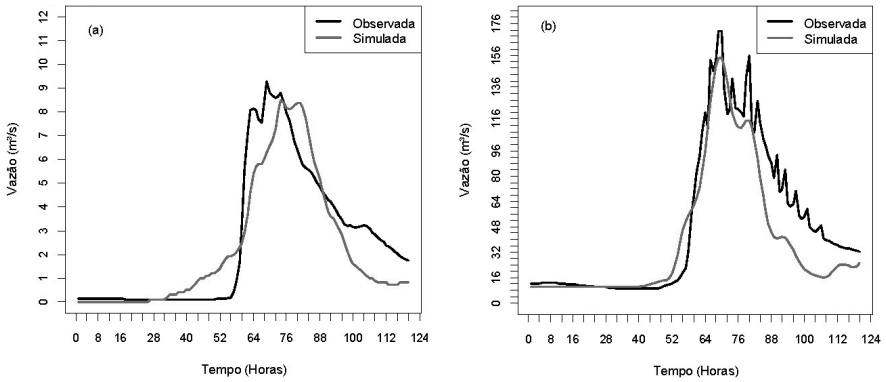
Ressalta-se, ainda, que na fase de calibração um dos aspectos mais importante na simulação de vazão para um sistema de alerta é a previsão dos hidrogramas e a ordem de grandeza de seus picos. Desse modo, procurou-se um ajuste que melhor evidencie essas duas propriedades.

Tabela 5: Critérios estatísticos avaliados na calibração dos parâmetros do HMS na Sub-bacia SB9 e SB12 com precipitação observada.

Critérios Estatísticos	SB9	SB12
	Calibrado	Calibrado
Nash	0,809	0,836
Coef_Cor	0,905	0,938
REQM	0,073	1,067
Viés	-0,184	-5,837

Fonte: Autor (2016).

Figura 6: Vazão observada *versus* simulada (com precipitação observada) na fase de calibração do HMS, com a contribuição da precipitação em toda a bacia e ponto de análise na PCD da SB9 (a) e SB12 (b). (Evento: 01 a 05 de Julho de 2013).



Fonte: Autor (2016).

Segundo Oleyiblo e Li (2010), apesar da estrutura simples do HEC-HMS, o modelo quando calibrado se torna uma ferramenta poderosa na previsão de cheias.

Roy *et al* (2013) alcançaram valores de 0,72 para o *Nash-Sutcliffe* e 0,70 para o coeficiente de determinação, calibrando o HEC-HM para previsão de vazão sazonal em uma bacia hidrográfica no leste da Índia.

5.4 VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO NO HEC-HMS

Em geral, o modelo apresentou uma previsibilidade satisfatória, segundo Motovilov *et al* (1999) e Collischonn (2001), com um coeficiente *Nash* médio de 0,70 entre os dois pontos de análise (Tabela 6). Os picos simulados de vazão foram bem visualizados pelo modelo (Figura 7); embora a intensidade do pico na SB9 (Figura 7a) tenha se mostrado abaixo do pico observado, a habilidade

preditiva do modelo nesta sub-bacia é classificada como satisfatória (Nash = 0,591), de acordo com Motovilov *et al* (1999).

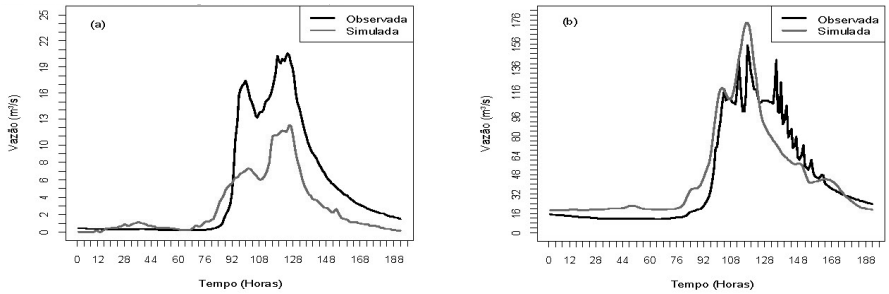
Tabela 6: Critérios estatísticos avaliados na validação dos parâmetros do HMS na Sub-bacia SB9 e SB12 com precipitação observada.

Critérios Estatísticos	**SB9**	**SB12**
	Validado	**Validado**
Nash	0,591	0,809
Coef_Cor	0,945	0,908
REQM	0,295	1,251
Viés	-2,257	-3,866

Fonte: Autor (2016).

Diante dos resultados, foi então implementada a fase de acoplamento entre os modelos com a perspectiva de avaliar a técnica como uma ferramenta de previsão de eventos hidrológicos na bacia do rio Paraíba do Meio.

Figura 7: Vazão observada *versus* simulada (precipitação observada) na fase de validação do HMS, com contribuição da precipitação em toda a bacia e com análise na PCD da SB9 (a) e SB12 (b). (Evento: de 9 a 16 de julho de 2013).



Fonte: Autor (2016).

5.5 ACOPLAMENTO UNIDIRECIONAL ENTRE O MODELO HIDROLÓGICO E O WRF

Após a fase de calibração e validação, o modelo foi, então, utilizado para simular as vazões do rio Paraíba do Meio, utilizando-se como forçante do modelo hidrológico as chuvas simuladas pelo modelo atmosférico WRF.

O acoplamento objetivou o prognóstico da vazão em curtíssimo prazo. O período de execução do acoplamento foi entre 01 a 05 de Julho de 2013.

Os resultados da avaliação estão organizados na Tabela 7. Na análise, a técnica do acoplamento mostrou-se apropriada, de acordo com os resultados es-

tatísticos obtidos. As implicações mostram uma habilidade entre adequada e satisfatória, de acordo com a classificação proposta por Motovilov *et al* (1999). O indicador HSS corrobora com o coeficiente *Nash* em classificar como satisfatória a habilidade do sistema acoplado na seção da SB12. O sistema também proporcionou uma PA de 84% na previsão de vazão na seção da SB12 e 61% na SB9.

Tabela 7: Critérios estatísticos avaliados no acoplamento do HMS (Hidrológico) e WRF (Atmosférico) na Sub-bacia SB9 e SB12 no período de 01 a 05 de julho de 2013.

Critério Estatístico	SB9	SB12
	Acoplado	Acoplado
Nash	0,75	0,57
HSS	0,25	0,73
PA	61%	84%
Coef_Cor	0,76	0,75
EQM	0,11	2,49
Viés	-0,24	13,15

Fonte: Autor (2016).

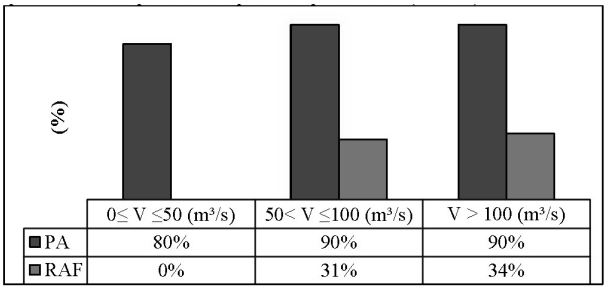
As correlações mostram valores de 0,760 e 0,754 para a SB9 e SB12, respectivamente, em todo período avaliado, de modo a indicar uma baixa variação conjunta entre as duas séries, o que, consequentemente, gerou uma forte correlação, de acordo com Callegari-Jacques (2003).

Rodrigues (2012) buscou avaliar a eficiência do acoplamento entre o modelo atmosférico WRF e o modelo hidrológico MGB-IPH na bacia do rio Paraíba do Meio, na simulação de vazão em escala diária e sazonal, e encontrou coeficiente de correlação de 0,422 na comparação com os valores observados no posto de Viçosa (correspondente a SB9) e 0,566 para o posto de Atalaia (correspondente à sub-bacia SB12).

Avaliando as vazões simuladas geradas pelo acoplamento do modelo atmosférico RAMS com o modelo hidrológico SMA do HEC-HMS, na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe no estado do Ceará, Cabral *et al* (2016) encontraram um coeficiente de correlação de 0,48.

A Figura 8 apresenta a PA e a RAF correspondente às simulações multicategorizadas geradas pelo sistema de previsão acoplado na seção de medidas, referente à cidade de Atalaia. O sistema proporcionou uma PA de 80% para as vazões entre zero (0) a 50m^3/s com uma RAF de zero por cento (0%). Para as vazões entre 50 e 100m^3/s e superior a 100m^3/s, a PA foi de 90%, com uma RAF de 31% e 34% respectivamente. As análises demonstraram uma acurácia satisfatória do sistema acoplado para as previsões de vazão na cidade de Atalaia, sobretudo nas vazões de picos.

Figura 8: Proporção de acerto (PA) e Razão de alarme falso (RAF) para as três classes de vazão (V) previstas pelo sistema de previsão acoplado no posto SB12 (Atalaia).



	0≤ V ≤50 (m³/s)	50< V ≤100 (m³/s)	V > 100 (m³/s)
PA	80%	90%	90%
RAF	0%	31%	34%

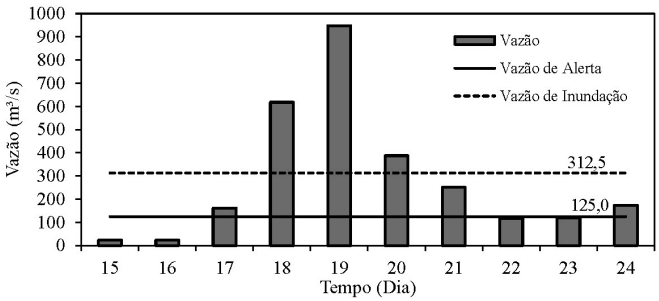
Fonte: Autor (2016).

5.6 ALERTA À INUNDAÇÃO

A Figura 9 apresenta as vazões de alerta e inundação. As estimativas das medidas foram efetuadas empiricamente com base no evento ocorrido entre os dias 18 a 20 de junho de 2010. O evento foi tomado como referência por ter alcançado uma cota de 610cm e vazão máxima superior a 948m³/s. A vazão de alerta foi estabelecida em 125m³/s, correspondente a uma cota de 250cm, enquanto a vazão de inundação estabeleceu-se em 312,5m³/s, valor correspondente à cota de 350cm.

A implementação e a operação de um sistema de alerta na bacia do rio Paraíba do Meio possibilitarão minimizar os agravos econômicos e evitar perdas de vidas na região, ao se prevenir com antecedência de curto prazo os eventos extremos de vazão. A emissão do alerta permitirá uma potencial redução dos riscos à população que vive em áreas vulneráveis aos eventos de inundações, com o fim de alertá-la sobre a possibilidade de transbordamento do rio Paraíba do Meio. O sistema tornará possível a articulação do plano de contingência de maneira mais eficiente, pela orientação e organização da resposta do órgão responsável durante os eventos de cheia.

Figura 9: Hidrograma gerado para estimativa da vazão de alerta e inundação para a cidade de Atalaia (SB12).



Fonte: Autor 2016.

Apesar da aparente necessidade de maiores ajustes ao modelo WRF, um sistema de alerta composto pelo acoplamento entre a modelagem hidrológica e atmosférica apresenta-se quando comparado a um sistema que utiliza dados observados de rede telemétrica, com a vantagem de proporcionar uma maior antecedência nas previsões, visto que o tempo de previsão é fator primordial em um sistema de alerta. Além disso, a técnica avaliada proporciona um baixo custo econômico em sua implementação, tendo em vista que as principais ferramentas (Modelos: HEC-HMS e WRF) são de livre acesso.

Hoje no Brasil, em sua totalidade, os sistemas de alerta a enchentes e inundações em operação utilizam basicamente dados observados de redes telemétricas e radares meteorológicos, como exemplo o Sistema de Alerta a Inundações de São Paulo (SAISP) e o Sistema de Alerta de Cheias da Bacia do Itajaí (CEOPS). Por essa razão, o presente trabalho propôs como ferramenta de previsão de vazão na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Meio a técnica do acoplamento unidirecional de um modelo hidrológico formulado no programa HEC-HMS e o modelo atmosférico de mesoescala WRF.

6. CONCLUSÕES

O capítulo teve como objetivo avaliar o acoplamento unidirecional entre o modelo atmosférico WRF e um modelo hidrológico SCS/HMS na previsão de vazão em curto prazo, com o propósito de desenvolvimento de um sistema de alerta a inundações na bacia do rio Paraíba do Meio.

A seguir, são apresentadas as principais conclusões que foram obtidas baseadas tanto nas visualizações dos resultados sob a forma de gráficos quanto nas análises dos critérios estatísticos utilizados.

Na configuração do modelo atmosférico de mesoescala WRF, o estudo demonstrou que a melhor combinação paramétrica entre os esquemas de microfísica e convecção para previsão de chuva em curto prazo na bacia do rio Paraíba do Meio foram os esquemas propostos por *Purdue Lin* (Microfísica) associado ao *Grell 3D* (Convecção). O modelo atmosférico também exibiu uma previsibilidade satisfatória na previsão em escala horária, segundo os indicadores H e HSS.

De modo geral, foram alcançados resultados estatisticamente aceitáveis dentro da escala de tempo utilizada. Em suma, a avaliação do modelo WRF na previsão de chuva em curto prazo foi apresentada como satisfatória.

Na configuração do modelo hidrológico os resultados mostraram coeficientes de correlações superiores a 0,90 nas duas etapas (Calibração e Validação). O modelo foi classificado com uma eficiência satisfatória nas previsões em curto prazo, de acordo com o critério *Nash-Sutcliffe*.

Diante dos resultados obtidos na avaliação dos modelos, realizou-se o acoplamento, utilizando-se a saída do modelo atmosférico como forçante do modelo

hidrológico. Os resultados do acoplamento foram avaliados visualmente e estatisticamente, nas simulações executadas em um horizonte temporal de 120 horas. Na avaliação das medidas estatísticas, obtiveram-se coeficientes de correlações superiores a 0,75 nas duas seções de avaliação. A previsibilidade do acoplamento foi classificada como satisfatória (Nash=0,749 e Nash=0,572, respectivamente), de acordo com a classificação adotada por Motovilov *et al* (1999) e Collischonn (2001).

Diante do exposto, e para fim do objetivo proposto, conclui-se que a utilização do acoplamento unidirecional entre o modelo atmosférico WRF e o modelo hidrológico concebido no HEC-HMS é uma metodologia promissora no prognóstico de vazão em curto prazo. Dessa forma, propõe-se o método como instrumento basal no desenvolvimento de um sistema de alerta às inundações na bacia do rio Paraíba do Meio, de modo a vir a subsidiar as medidas que buscam reduzir os danos causados à população residente na região diante dos eventos de inundações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARGÜESO, DANIEL, JOSÉ M. HIDALGO-MUÑOZ, SONIA R. GÁMIZ--FORTIS, MARÍA JESÚS ESTEBAN-PARRA, JIMY DUDHIA, YOLANDA CASTRO-DÍEZ,: Evaluation of WRF Parameterizations for Climate Studies over Southern Spain Using a Multistep Regionalization. ***J. Climate*****, 24**, 5633–5651. 2011.

BARNSTON, A. G.. Correspondence among the correlations, RMSE, and Heidke forecast verification measures; refinement of the Heidke score. ***Wea. Forecasting***,7, 699–709. 1992.

BLAINSKI, Everton; ARAUJO, Iria; MELLO, M. F.; BORGES, R. C. . Sistema de monitoramento e previsão hidrológica do Rio Araranguá - SC. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011.

CABRAL. S. L; CAMPOS, J. N. B.; SILVEIRA, C. S.; PEREIRA, J. M. R.. INTERVALO DE TEMPO DE MÁXIMA PREVISIBLIDADE DA PRECIPITAÇÃO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. *Revista Brasileira de Meteorologia* (Impresso), 2016.

CALLEGARI-JACQUES, SIDIA M. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: ***Artemed*****,** 255p. 2003.

CAMPOS, J.N. Lições em modelos e simulação hidrológica. 1. ed. Fortaleza, CE: ASTEF/Expressão Gráfica, 2009. v. 1. 166p.

CASTRO, A. L. C; CALHEIROS, L. B.; CUNHA, M. I. R.; BRINGEL M. L. N. C. Manual de Desastres/Desastres Naturais. Ministério da Integração Nacional/Secretária Nacional de Defesa Civil.. p. 34-48. 2007.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica em grandes bacias. Porto Alegre: UFRGS, 194p. Tese – Doutorado. 2001.

CONNER, MARK D., GRANT, W. PETTY. Validation and Intercomparison of SSM/I Rain-Rate Retrieval Methods over the Continental United States. *J.* ***Appl. Meteor.***, **37**, 679–700. 1998.

CUNHA, L. K. da. Construção de um Sistema de Análise e Simulação Hidrológica: Aplicação a Bacias Hidrográficas. 2004. 259f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

FELDMAN, A.D. Hydrologic Modeling System HEC-HMS - Technical Reference Manual. Devis, CA. **Hydrologic Engineering Center**. 2000.

GRELL, GEORG A. Prognostic Evaluation of Assumptions Used by Cumulus Parameterizations. ***Mon. Wea***. Rev., 121, 764–787. 1993.

JOLLIFFE, I. T., AND D. B. STEPHENSON, EDS. Forecast Verification: A Practitioner's Guide in Atmospheric Science. John Wiley and Sons. 2003. 247 pp.

LAPRISE, R. The Euler Equations of motion with hydrostatic pressure as independent variable, **Mon. Wea. Rev**., 120, 197–207, 1992.

LIN, YUH–LANG, RICHARD D. FARLEY, AND HAROLD D. ORVILLE. Bulk parameterization of the snow field in a cloud model. ***J. Climate Appl. Met***., 22, 1065–1092. 1983.

MELLER, A.. *Previsão de Cheias Por Conjuntos em Curto Prazo*. Tese, 224 laudas (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisa Hidráulicas. Porto Alegre. 2012.

MILDE, L. C. E.; MORAES, J. M.; MORTATTI, J.; FERRAZ, F. F. B.; GROPPO, J. D. Modelo Espaço Temporal HEC-HMS: Avaliação na bacia de drenagem de Analândia. Revista de Ciência e Tecnologia da UNIMEP, Piracicaba, v. 10, n.19, p. 61-69, 2002.

MOTOVILOV Y.G., GOTTSCHALK L., ENGELAND K. AND BELOKUROV A. ECOMAG: Regional model of hydrological cycle. Application to the NOPEX region. Department of Geophysics, University of Oslo P.O. Box 1022 Blindern 0315 OSLO, NORWAY. Institute Report Series No.: 105 ISBN 82-91885-04-4. May, 1999.

MOURA, R. G.; HERDIES, D. L.; MENDES, D.; MENDES, M. C. D. Avaliação do modelo regional eta utilizando as análises do CPTEC e NCEP. Rev. bras. meteorol. [online]. 2010, vol.25, n.1, pp. 46-53. Disponível em < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862010000100005>. Acessado em 19 de Abril de 2014.

NASH, J.E. Y SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models, part I: A discussion of principles. 282-290. 1970.

NURMI, P.. Recommendations on the verification of local weather forecasts. ECMWF. 2003. Disponível em: http://www.ecmwf.int/en/research. Acesso em: 30/05/2016.

OLEYIBLO, J. O.; LI, Zhi-jia. Application of HEC-HMS for flood forecasting in Misai and Wan'an catchments in China. **Water Science and Engineering**, 2010, 3(1): 14-22.

OLIVEIRA, A. C. *Implementação do Modelo Atmosférico WRF Acoplado Com o Modelo Hidrológico TOPMODEL Para A Bacia de União da Vitória*. Dissertação 87 f. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

RODRIGUES, M.T. *Acoplamento do Modelo Hidrológico MGB ao Modelo Atmosférico WRF Visando Estimar Vazão na Bacia do Rio Paraíba Do Meio Al/Pe*. 112 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto de Ciências Atmosférica. Universidade Federal de Alagoas, Maceió. 2012.

ROY, D. S. BEGAM, S. GHOSH AND S. JANA. Calibration And Validation of Hec-Hms Model for a River Basin in Eastern India. **ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences**. VOL. 8, NO. 1, January, 2013.

SINGH, V.P.; WOOLHISER, D.A. Mathematical Modeling of Watershed Hydrology. **Journal of Hydrologic Engineering**, v 7, n 4, p 270-292, 2002.

SKAMAROCK, W. C.; KLEMP, J. B.; DUDHIA, J.; GILL, D. O.; BARKER, D. M.; WANG, W.; POWERS, J. G. A Description of the Advanced Research WRF Version 2. NCAR/Tech. Notes, 2005.

Soil Conservation Service, National Engineering Handbook, Sec. 4, Hydrology, U. S. Department of Agriculture, 1972.

Soil Conservation Service, National Engineering Handbook, Sec. 4, Hydrology, U. S. Department of Agriculture, disponível a partir de U. S. Governmemt Printing Office, Washington D.C, 1986.

US ARMY CORPS OF ENGINEERS. Dam Break Analysis for Reservoir 24 (HI00073). Tetra Tech, Us Army Corps of Engineers. Final Report. 83 p. 2008.

US ARMY CORPS OF ENGINEERS. Hydrologic Modeling System HEC-HMS: User Manual, CPD-74A version 3.0.1. Hydrologic Engineering Center, 280 p. 2006.

USACE. Hydrologic Modeling System HEC - HMS – Technical Reference Manual. Hydrologic Engineering Center, Davis-CA. 2010.

WEBER, R.L.; BUCKNER, M.; WEBER, J. Statistical Performance of several

mesoscale atmospheric dispersion models. **Journal of Applied Meteorology**, NOAA Central Library, Department of Commerce, v. 21, n. 11, 1633-1644, 1982.

YUAN, HUILING, CHUNGU LU, JOHN A. MCGINLEY, PAUL J. SCHULTZ, BRIAN D. JAMISON, LINDA WHARTON, CHRISTOPHER J. ANDERSON, 2009: Evaluation of Short-Range Quantitative Precipitation Forecasts from a Time-Lagged Multimodel Ensemble. ***Wea. Forecasting***, 24, 18-38.

INTERVALO DE TEMPO DE MÁXIMA PREVISIBILIDADE NO ACOPLAMENTO DE MODELOS CLIMÁTICOS E HIDROLÓGICO

Samuellson Lopes Cabral
Jose Nilson B. Campos

1. INTRODUÇÃO

O Nordeste do Brasil (NEB), ao longo dos anos, passa por variabilidades naturais do clima, com alternância de períodos de chuvas copiosas e de secas severas, que associados à ações antrópicas, pode alterar as características do clima da região (NOBRE, 2001; MOURA e SHUKLA, 1981; ALVES et al. 2003; SUN et al. 2005).

Em regiões com previsibilidade climática relativamente alta, como o caso do NEB os modelos climáticos auxiliam estes sistemas (SUN et al. 2005). Avanços significativos na previsão de tempo e clima foram alcançados nas últimas décadas, com a disponibilização operacional de previsões de chuva na escala diária com horizonte de até quinze dias, e previsões climáticas de chuva sazonal com horizonte de até seis meses. A previsão sazonal de chuva pode ser produzida com modelos climáticos estatísticos ou dinâmicos (SOUZA FILHO e LALL, 2003).

Os modelos dinâmicos de circulação global simulam todos os processos físicos da atmosfera e suas interações com os oceanos e continentes. Estes modelos aplicam os princípios de conservação de massa, energia, quantidade de movimento, termodinâmica da atmosfera e microfísica das nuvens para estimar a chuva futura. Os modelos estatísticos preveem a chuva sazonal utilizando padrões climáticos como variável independente; por exemplo, a evolução da temperatura dos oceanos.

No Estado do Ceará, a maior parte da população depende das águas estocadas nos reservatórios, tanto para o abastecimento humano como para o auxílio do desenvolvimento econômico do Estado. Atualmente, há poucas possibilidades de aumento da oferta com construção de novos reservatórios. Nesse contexto, muda-se o foco da gestão dos recursos hídricos, procurando o desenvolvimento de novas metodologias e instrumentos que possibilitem auxiliar a alocação.

A alocação de água é feita considerando dados de simulações climáticas de médio prazo como parâmetros de entrada em modelos hidrológicos, a fim de auxiliar as tomadas de decisões. Surgem assim sistemas dinâmicos, onde a precipitação prevista passa a ser entrada a modelos hidrológicos calibrados e validados para as bacias hidrográficas, permitindo uma alocação de água otimizada.

A gestão da demanda apoia-se no conhecimento dos regimes pluviais e hidrológicos e na operação das águas estocadas nos reservatórios. Contudo, as dis-

ponibilidades de dados de vazões em rios são bastante limitadas no Nordeste. Por outro lado, dispõe-se na região de uma boa rede de observações pluviométricas. Assim, a modelagem chuva x vazão apresenta-se como uma eficiente alternativa tecnológica para dar suporte à operação dos sistemas hidrológicos locais.

Tradicionalmente, a comunidade técnica do Nordeste utiliza dois modelos chuva deflúvio: o SMAP desenvolvido por Lopes et al. (1981) e o MODHAC (LANNA e SCHWARZBACH, 1989). O MODHAC foi aplicado em diversos planos de recursos hídricos no Ceará e o SMAP é aplicado operacionalmente pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), no sistema de previsões de vazões.

O HEC-HMS, empregado nessa pesquisa, é um programa que pode ser adaptado a um sistema de interesse, através de mudanças em um banco de dados ou alterações nos parâmetros, nas condições de contorno e nas condições iniciais, conforme CAMPOS (2009).

Neste estudo aplica-se o programa *Soil Moisture Account* (SMA) desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos da América. O SMA está inserido como uma das ferramentas do programa HEC-HMS. O SMA tem sido utilizado com sucesso por vários autores em várias partes do mundo (Bennett e Peters, 2000; García et al., 2008; Chu e Steinman, 2009; Bashar, 2012; Golian et al., 2012; Koch e Bene, 2013; Gyawali e Watkins, 2013).

A gestão dos recursos hídricos é influenciada pela variabilidade climática, especialmente pela má distribuição temporal e espacial das chuvas, que se refletem no regime de vazões. Diante disso, existe uma demanda pelo Estado do Ceará e pelas empresas privadas de informações climáticas para tomada de decisão ao nível nacional/local. Entretanto faz-se necessário para o planejamento estratégico do gestor o conhecimento a respeito do desempenho das informações hidroclimáticas, a fim haver tempo hábil para dada decisão. Os processos hidroclimáticos são caracterizados por uma variabilidade temporal, associada aos sistemas meteorológicos de cada região, tornando essas informações nem sempre previsíveis aos modelos. Daí surge à busca pelo Intervalo de Tempo de Máxima Previsibilidade (ITEMP) dos processos hidroclimáticos, pelo fato principalmente da necessidade das ações de gerenciamento do sistema hídrico, serem tomadas no começo do primeiro semestre, no planejamento da quadra chuvosa no Ceará, principalmente para mitigar eventos extremos, como as secas e as cheias, que tanto afetam a região do estudo. Essa tomada de decisão em sistemas é de modo geral complexa, sendo uma das mais difíceis tarefas enfrentadas pelos gestores, pois quase sempre tais decisões precisam atender múltiplos objetivos, e frequentemente seus impactos não podem ser previamente identificados.

Portanto, a definição da política ótima de planejamento de sistema hídrico seria o atendimento da demanda hídrica para cada intervalo de tempo do planejamento, ao mínimo custo, preservando a confiabilidade da operação do mesmo.

2. ANÁLISE DA PREVISIBILIDADE CLIMÁTICA E HIDROLÓGICA

O planejamento e a gestão dos recursos hídricos são muitas vezes considerados o beneficiário principal das previsões climáticas. A sua acurácia, no entanto, está sujeita em caracterizar adequadamente as incertezas oriundas tanto dos modelos climáticos quanto hidrológicos (KWON et al., 2012).

Segundo Sankarasubramanian et al., (2009) experimentos sintéticos para analisar a habilidade da previsão em relação à demanda de água armazenada em reservatórios são exploradas para desenvolver ideias a respeito de situações onde as propostas estratégicas podem ser mais eficazes.

Entretanto não há modelos perfeitos de clima e hidrologia, sendo necessária para uma melhor habilidade dos modelos uma avaliação dos riscos e incertezas probabilísticas das previsões, baseada nas incertezas cumulativas ao longo do processo de modelagem (BLOCK et al., 2009).

Segundo Paz e Collischonn (2011), um dos principais produtos de tais modelos são os campos de chuva calculados para uma grade de pontos ao nível da superfície. São realizadas simulações de chuva com horizontes de alguns dias até meses, de grande utilidade em áreas como previsão de safras agrícolas, previsão e controle de enchentes e planejamento da operação de reservatórios, entre outras.

A previsão de chuvas para períodos sazonais, atualmente apresenta boa confiabilidade em várias áreas do globo, incluindo o NEB, em particular a região semiárida. Este aumento da destreza dos modelos deve-se a um melhor entendimento das conexões dos oceanos com a atmosfera (GODDARD et al., 2001). A previsão de alta resolução de sistemas atmosféricos é caracterizada por uma crescente complexidade, que torna os resultados da validação e interpretação dos modelos cada vez mais exigentes, devido principalmente à dificuldade dos processos na superfície. Nessas superfícies, a baixa densidade de estações meteorológicas não permite uma avaliação precisa das previsões e simulações de alta resolução. Consequentemente ferramentas avançadas para a validação dos modelos atmosféricos são necessárias e de grande interesse para os meteorologistas e hidrólogos (JASPER e KAUFMANN, 2003). Quantificar a distribuição das precipitações sobre a superfície é de suma importância para a compreensão da hidrologia de superfície. Essa quantificação pode desempenhar um importante papel na previsão e no monitoramento de fenômenos hidrometeorológicos. Porém, muitas das áreas propensas a esses desastres, sofrem com falta de dados pluviométricos confiáveis e sem falhas.

Entretanto, faz se necessário a análise das estimativas de chuva desses modelos climáticos, os quais precisam ser avaliados quanto à destreza em corretamente reproduzir a chuva observada em nível de bacia hidrográfica, com a utilização de índices de pontuação de habilidade, conhecidos também como Skill Score.

Diversos índices de análise de previsão são propostos e utilizados na literatura (WILKS, 2006; KULIGOWSKI, 2002; STEPHENSON, 2000; MESINGER, 2008) e poderiam também ser utilizados dentro da metodologia apresentada neste trabalho. Independente do índice de desempenho utilizado ressalta-se a importância de entender sua formulação para poder avaliar mais coerentemente os resultados (HAMILL e JURAS, 2006).

A habilidade da previsão refere-se à precisão relativa de um conjunto de previsões no que diz respeito a um conjunto padrão de controle ou referência as previsões.

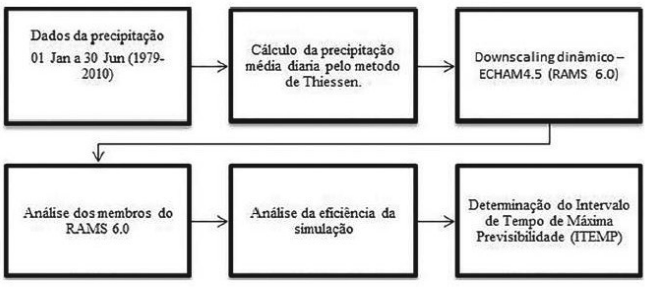
Muitos dos índices têm sido usados para avaliar a precisão das simulações/previsões oriundas dos modelos de tempo e clima, entre eles o Heidke Skill Score (HSS) utilizado por Alves et al. (2012) na previsão de vazões na bacia hidrográfica do alto Jaguaribe, Ceará. O HSS mede a destreza da simulação e da previsão para antever a precipitação correta em relação a um padrão particular, tal como a previsão feita ao acaso, ou seja, o índice elimina a influência de previsões que estariam corretas por acaso.

Alguns trabalhos forma realizados com sucesso em regiões semiárida do NEB, usando informações climáticas na previsão de vazões, demostrando que a previsão sazonal tem habilidade significativa quando informações climáticas são fornecidas (MOURA e SHUKLA, 1981; SOUZA FILHO e LALL, 2003).

3. O INTERVALO DE TEMPO DE MÁXIMA PREVISIBILIDADE (ITEMP)

Os dados e métodos utilizados neste trabalho são apresentados nas seguintes subseções: (1) dados de precipitação, (2) cálculo da precipitação média diária pelo método de Thiessen, (3), modelagem dinâmica da precipitação, (4) análise dos membros do RAMS 6.0, (5) a analise da eficiência dos modelos com o índice HSS e (6) a determinação do ITEMP. A Figura 1 mostra a representação esquemática da metodologia aplicada na bacia hidrográfica do alto Jaguaribe.

Figura 1 - Representação esquemática da ligação entre os modelos dinâmicos da atmosfera com a análise da eficiência dos modelos.



Os modelos apresentam deficiência na previsão dos processos hidroclimáticos, e essas incertezas aumentam quando usamos acoplamento de modelos dinâmicos a modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão, esse desempenho se dá pelo fato das incertezas associadas à previsão e na previsibilidade dos sistemas meteorológicos atuantes.

Com a intenção de analisar o desempenho dos processos da modelagem hidroclimática ao longo do tempo com vista à operação do reservatório de médio prazo (até seis meses) foi criado o Intervalo de Tempo de Máxima Previsibilidade (ITEMP).

O ITEMP mostra a faixa de previsibilidade onde o modelo apresenta melhor eficiência, tornando uma ferramenta que pode auxiliar as tomadas de decisões dos gestores de recursos hídricos no semiárido do NEB.

Como critério de avaliação do ITEMP, foram considerados os valores do Heidke Skill Score (HSS) usado para comparar as previsões a uma serie de dados observados que servem de referência, onde valores com maior HSS tem-se o melhor ITEMP.

$$HSS = \frac{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{k} N(F_i O_i) - \frac{1}{N^2}\left(\sum_{i=1}^{k} N(F_i)N(O_i)\right)}{1 - \frac{1}{N^2}\sum_{i=1}^{k} N(F_i)N(O_i)} \qquad (1)$$

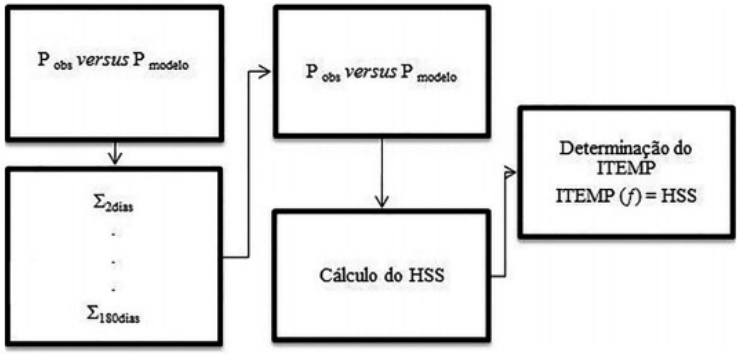
em que N(Fi,Oi) denota o número de previsões na categoria i que tem observações na categoria i, N (Fi) indica o número total de previsões na categoria i , N(Oi) significa que o número total de observações na categoria i e N o número total de observações, k é o número de classes.

Nesse estudo o ITEMP foi utilizado para avaliar os conjuntos de dados da precipitação, das vazões e dos volumes estocados no reservatório, analisando a evolução das métricas ao longo dos processos. Os horizontes de tempo de simulação foram variando ao longo do primeiro semestre (devido ao regime pluviométrico da região), levando em conta a atuação dos sistemas meteorológicos da região. Foi usado n dias como condições iniciais da simulação (1, 2, 10, 15, 21, 30, 45, 60, 120 e 180).

Essa análise segue a metodologia proposta por Cabral et al. 2014, onde a análise do modelo climático RAMS, dá pela previsão n dias, prevendo a obtenção do Intervalo de tempo de Máxima Previsibilidade (ITEMP) da modelagem, levando em conta os sistemas meteorológicos atuantes ao longo do período da previsão.

A Figura 2 apresenta um exemplo da metodologia aplicada para o cálculo do HSS na determinação do ITEMP na análise da simulação da precipitação, da vazão e dos volumes estocados no reservatório em bacias hidrográficas.

Figura 2 - Representação esquemática do modelo.



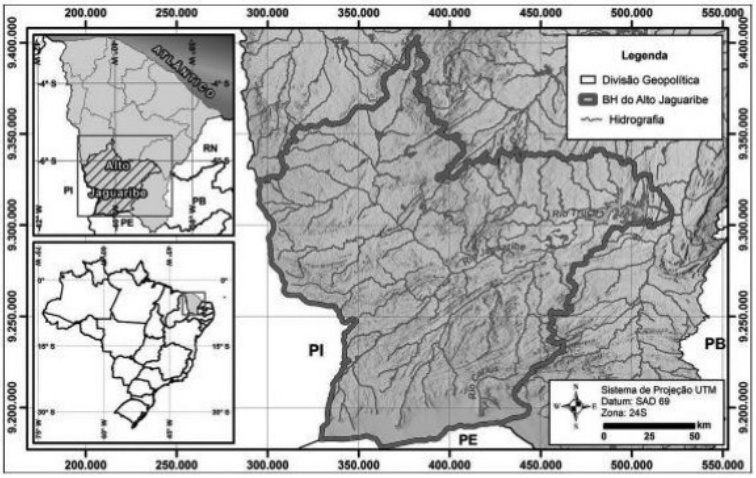
4. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA

A metodologia do ITEMP foi aplicada na sub-bacia do alto Jaguaribe (Fig. 3) localizada na porção sudoeste do Estado do Ceará. O rio Jaguaribe tem cerca de 630 km até sua foz. Ao longo de seu curso existem três grandes reservatórios, o qual percorre uma extensão de aproximadamente 325 km até alcançar o açude Orós, principal reservatório desta sub-bacia. A superfície de drenagem da bacia é de 24.538 km², equivalente a 16% do território cearense.

As precipitações médias anuais variam entre 500 mm e 700 mm, com acentuada irregularidade no tempo e no espaço. O principal sistema meteorológico na área da bacia é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), com maior intensidade nos meses de março e abril. Na denominada pré-estação, de dezembro a fevereiro, a bacia recebe precipitações, decorrentes da influência das frentes frias, que se localizam no setor centro-norte do Nordeste, e dos Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCANs). De maio a junho, as precipitações decorrem do sistema de ondas de leste.

O regime fluvial do rio Jaguaribe em Iguatu tem vazão média anual de 24,45 m³/s e desvio padrão de 37,8 m³/s. No segundo semestre, em condições naturais, o rio permanece totalmente seco.

Figura 3: Localização da área de estudo.



5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta de forma sistemática os principais resultados obtidos nas previsões das precipitações oriundas do modelo climático RAMS, das previsões das vazões pelo SMA aninhado ao RAMS e dos volumes estocados nos reservatórios, com diferentes condições iniciais de volumes.

No processo da transformação da precipitação para a vazão o modelo mostrou ganho em todas as faixas de intervalo de tempo, mostrando ser uma ferramenta adicional no processo de gerenciamento de águas. Tanto na precipitação como nas vazões o melhor ITEMP foi ao dia 45 com valores de HSS da ordem de 0.51 e 0.53 respectivamente.

Tabela 1 - Desempenho do HSS ao longo dos processos hidroclimáticos.

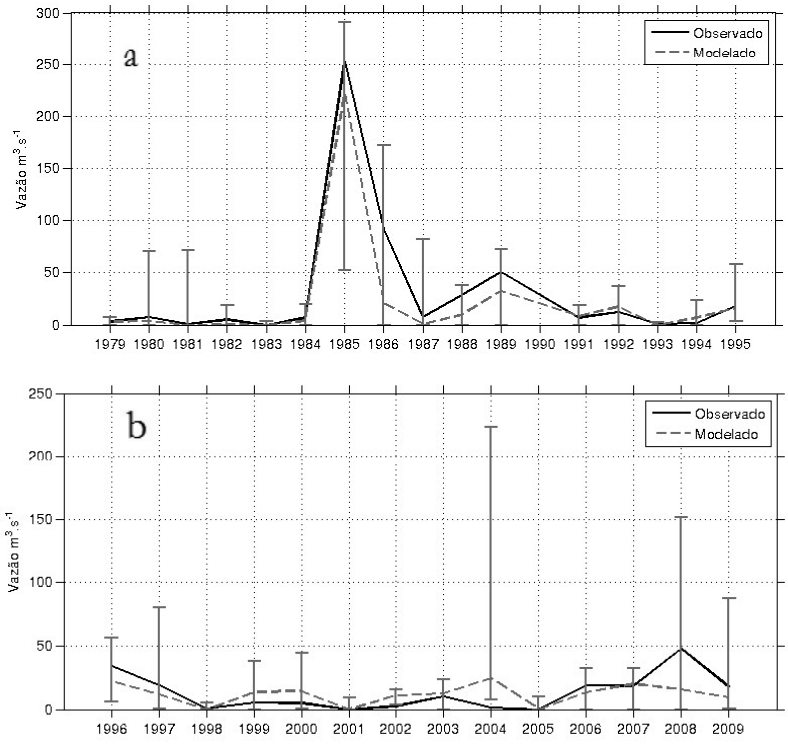
ITEMP	Precipitação (mm)	Vazão (m^3/s)	Volume (500 hm^3)	Volume (1000 hm^3)	Volume (1500 hm^3)
1	0.09	0.12	0.21	0.23	0.29
2	0.10	0.16	0.21	0.23	0.29
10	0.07	0.22	0.22	0.25	0.29
15	0.13	0.25	0.23	0.26	0.29
21	0.23	0.32	0.24	0.28	0.30
30	0.35	0.38	0.25	0.29	0.31
45	0.51	0.53	0.27	0.30	0.35
60	0.32	0.41	0.30	0.31	0.37
120	0.21	0.38	0.27	0.28	0.27
180	0.19	0.32	0.19	0.10	0.17

Os resultados demonstram também a eficiência e deficiência do modelo climático de precipitação na previsibilidade de alguns fenômenos meteorológicos, conforme a variabilidade do ITEMP na escala temporal.

Com relação aos volumes estocados a variabilidade dos HSS, ficou evidenciada ganho para os dias 1 e 2, possivelmente causada pelas condições iniciais do volume inicial do reservatório, e perdas em relação às vazões no restante do intervalo de tempo. No que tange o volume estocado os melhores valores de HSS foram entre os dias 45 e 60, mostrando que o modelo prevê melhor essa variável nesse intervalo de tempo, mostrando ser o melhor ITEMP.

As Figuras 4a e 4b apresentam os hidrogramas das medianas das vazões simuladas e observadas para os períodos de calibração e validação do modelo SMA do HEC-HMS para o período de janeiro a junho de cada ano (serie temporal agregada), com outliers das vazões simuladas e observadas. Algumas vazões máximas (1985 e 2004) e mínimas (1991 e 1993) calculadas acompanharam os picos de vazões medidos e o período de recessão havendo uma correspondência nos tempos de ocorrência da vazão máximas/mínimas.

Figura 4 - Hidrograma da vazão modelado, observada e os outliers na fase de calibração (a), hidrograma da vazão modelado, observada e os outliers na fase de validação (b).



Por não ser o objetivo deste estudo, não foi possível detectar os principiais erros relacionados à magnitude das vazões simuladas e observadas que podem estar associados a vários fatores como, por exemplo: as condições iniciais do modelo climático global e/ou regional, ou o teor de umidade do solo, ou relacionada às incertezas da modelagem hidrológica, ou a qualidade/quantidade dos dados de vazões, ou até mesmo a métrica utilizada para medir a destreza das simulações.

Observa-se, inclusive, que as vazões simuladas tendem a valores pequenos (< 25 m^3/s) em alguns anos (1998, 2001 e 2005), alertando o possível erro dos parâmetros hidrológicos na simulação de vazões mínimas, provavelmente pela contribuição do armazenamento de umidade no solo. De maneira geral, as séries simuladas apresentam acurácia com dados observados, com períodos de cheia e estiagem na estação fluviométrica. As simulações das afluências médias mensal mostraram uma boa correlação quando comparada com as afluências observadas no reservatório Orós.

Como o objetivo do trabalho foi analisar a variabilidade da métrica HSS ao longo dos processos hidroclimáticos na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, optou-se por mostrar os ganhos e perdas da métrica ao longo de cada processo, evidenciando o melhor ITEMP para cada processo, tornando possível um melhor planejamento dos recursos hídricos na região.

6. CONCLUSÕES

O Intervalo de Tempo de máxima previsibilidade (ITEMP) dá-se para simulações com os intervalos superiores há 1 mês com HSS de 0,53, podendo ser usada essa simulação para auxiliar o gerenciamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, no semiárido brasileiro.

De modo geral para todos os processos o ITEMP foi do intervalo de 30 a 60 dias, mostrando que os processos de precipitação principalmente detém desempenho irregular relacionado a alguns sistemas meteorológicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, J. M. B. et. al. Uma aplicação da técnica de downscaling dinâmico no setor norte da Região Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Meteorologia, v.18, n.2, p.161-180, 2003.

ALVES, J.M.B.; CAMPOS, J.N.B.; SERVAIN, R. Reservoir management using coupled atmospheric and hydrological models: The brazilian semi-arid case. Water resources management, v. 26, n. 5, p. 1365-1385, 2012.

BASHAR, K. E. Comparative performance of soil moisture accounting approach in continuous hydrologic simulation of the Blue Nile. *Water Science* and *Engineering*, v. 5, p.1-10, 2012.

BENNETT, T. H.; PETERS, J. C. Continuous Soil Moisture Accounting in the Hydrologic Engineering Center Hydrologic Modeling System (HEC-HMS). Water Resources. Management, v. 10, p. 1-10, 2000.

BLOCK, P. J. Streamflow Forecasting Framework using Multiple Climate and Hydrological Models. Journal of the American Water Resources Association, v. 45, n. 4, p. 828-843, 2009.

CABRAL, S.L. Intervalo de tempo de máxima previsibilidade no acoplamento de modelos climáticos e hidrológico para o gerenciamento de reservatório. 2014. 143f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidraulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Ceará, 2014.

CHU, X.; STEINMAN, A. Event and Continuous Hydrologic Modeling with HEC-HMS. Journal of the Irrigation and Drainage. En., v. 135, n. 1, p. 119-124, 2009.

GARCÍA, A.; SAINZ, A.; REVILLA, J. A.; ALVÁREZ, C.; JUANES, J. A.; PUENTE, A. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. Journal of Hydrology, v. 356, p. 312-326, 2008.

GODDARD, L.; MASON, J.S.; ZEBIAK, S.E.; ROPELEWSKI, C.R.; BASCHER, R.; CANE, M.A. Current approaches to seasonal-to-interanual climate predictions. International Journal of Climatology, Londres, v. 21, p. 1111-1152, 2001.

GOLIAN, S.; SAGHAFIAN, B.; FAROKHNIA, A. Copula-based interpretation of continuous rainfall–runoff simulations of a watershed in northern Iran. Can. Journal of Earth Science. v. 49, p .681-691, 2012.

GYAWALI, R.; WATKINS, D.W. Continuous hydrologic modeling of snow-affected watersheds in the great lakes basin using HEC-HMS. Journal of Hydrologic Engineering, v. 18, p. 29-39, 2013.

HAMILL, T.; JURAS, M. Measuring forecast skill: is it real skill or is it the varying climatology? Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, v. 132, p. 2905-2923, 2006.

Heidke, P. Berechnung der erfolges und der gute der windstarkevorhersagen im sturmwarnungdienst. Geogrfike Annaler. V. 8, p. 301- 349, 1926.

JASPER,K.; KAUFMANN, P. Coupled runoff simulations as validation tools for atmospheric models at the regional scale. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, v. 129, p. 673-693, 2003.

KOCH, R.; BENE, K. Continuous hydrologic modeling with HMS in the Aggtelek Karst region. Hydrology, v.1, p. 1-7, 2013.

KULIGOWSKI, R.A. Self-calibrating real-time GOES rainfall algorithm for short-term rainfall estimates. Journal of Hydrometeorology, v. 3, p. 112-130,

2002.

KWON. H.H., SOUZA FILHO., F.A., BLOCK. P., SUN., L,Lall., U., REIS JR., D.S. Uncertainty assessment of hydrologic and climate forecast models in Northeastern Brazil. Hydrological Processes. v26, p: 3875–3885. 2012.

LANNA, A., e SCHWARZBACH, M. Modelo Hidrológico auto calibrável - MODHAC. Porto Alegre: UFRGS.1989.

LOPES, J., BRAGA JR., B., e CONEJO, J. Simulação hidrológica: aplicações de um modelo simplificado. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS,

III, Fortaleza,1981. Anais...Fortaleza Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1981.p 42-62.

MESINGER, F. Bias Adjusted Precipitation Threat Scores. Advances in Geosciences, v.16, p. 137-142, 2008.

MOURA, A. D.; SHUKLA, J. On the dynamics of drougths in northeast Brazil : Observations, theory and numerical experiments with a general circulation model. Journal Atmospheric sciences, v.38, n.7, p. 2653-2675, 1981.

NOBRE, P.; MOURA, A. D.; SUN,L. Dynamical downscaling of seasonal climate prediction over Nordeste Brazil with ECHAM3 and NCEP's regional spectral models at IRI. Bulletin of the American Meteorological Society, v. 82, p. 2787-2796, 2001.

PAZ, A. R. D.; COLLISCHONN, W. Avaliação de estimativas de campos de precipitação para modelagem hidrológica distribuída. Revista Brasileira de Meteorologia, v.26, n. 1, p. 109-120, 2011.

SANKARASUBRAMANIAN, A., LALL, U.,SOUZA FILHO, F.A.,SHARMA, A.

Improved water allocation utilizing probabilistic climate forecasts:Short-term water contracts in a risk management framework. Water Resources Research. V 45, P 1-18.2009.

SOUZA FILHO, F. A.; LALL, U. Seasonal to Interannual Ensemble Streamflow Forecasts for Ceara, Brazil: Applications of a Multivariate, Semiparametric Algorithm. Water Resources Research, v. 39, n. 11, p. 1307-1320, 2003.

STEPHENSON, D.B. Use of the "odds ratio" for diagnosing forecast skill. Weather and Forecasting, v. 15, p. 221-232, 2000.

SUN, L.; MONCUNILL, D.V.; Li, H.; MOURA, A.D.; SOUZA FILHO, F.A. Climate downscaling over Nordeste, Brazil, using the NCEP RSM97, Journal of Climate, v. 18, p. 551-567, 2005.

WILKS, D.S. Statistical methods in the atmospheric sciences. 2. ed. San Diego: Academic Press, v. 91, 2006.

PREVISÃO CLIMÁTICA SAZONAL: BASE CONCEITUAL

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Cleiton da Silva Silveira
Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior

1. VARIABILIDADE CLIMÁTICA NO NEB

O NEB caracteriza-se por um clima semiárido, em que existe uma grande variação na distribuição da precipitação tanto na escala espacial quanto temporal. Para o NEB, tanto os períodos longos de escassez hídrica como os prolongados de chuvas intensas acarretam sérios problemas sociais e econômicos. A climatologia dessa região é bastante complexa, fica localizada na Zona Intertropical, os sistemas meteorológicos que influenciam são a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), Linhas de Instabilidade (LI), Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN) e Sistemas Frontais (SF), principalmente em escala sazonal, e ainda fenômenos como o El Niño-Oscilação Sul (ENOS) e a Oscilação Decadal do Pacifico (ODP), em escala interanual e decadal.

A variação interanual da precipitação, associada aos baixos índices pluviométricos anuais, sobre o NEB, é um dos fatores preponderantes para a ocorrência de "secas" sobre a região, que são caracterizadas por uma elevada diminuição do total pluviométrico sazonal durante o período de fevereiro a maio. Geralmente, a variação interanual da pluviometria sobre o NEB está relacionada a variações de padrões de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) sobre os oceanos tropicais, os quais alteram a posição e a intensidade da ZCIT sobre o Oceano Atlântico, dimensionando assim a pluviometria sobre o NEB (REPELLI e ALVES, 1996).

Conforme Sousa *et al*. (2008), que fez uma análise de dados de precipitação diária entre 1941 e 2004, em Timbaúba, o leste do NEB é fortemente influenciado pela ODP, visto que houve redução nos acumulados anuais, mensais, desvios padrões anuais e nos dias chuvoso quando comparada a fase fria com à quente da ODP. Em estudo mais recente, Silva e Galvincio (2011) observaram que os picos da variabilidade temporal da precipitação do Baixo São Francisco são da escala de 20-22 anos, com picos secundários em escala de 11 anos. Isso era acarretado devido ao aumento considerável das anomalias de precipitação positivas, durante a ocorrência simultânea de ENOS e ODP negativa. Com isso, nota-se que a ODP negativa aumenta os valores das anomalias de precipitação, durante os períodos de *El Niño* e *La Ninã* (MANTUA e HARE, 2002).

O clima do Nordeste é fortemente influenciado pelas mudanças de temperatura da superfície do Oceano Pacífico tanto na escala interanual como na escala decadal. Na escala interanual, o fenômeno ENOS na fase positiva pode produzir

escassez hídrica no Nordeste e excesso de chuvas no Sul/Sudeste do país. Na escala decadal, as temperaturas das superfícies dos oceanos ficam mais aquecidas durante 20 a 30 anos e, em seguida, se resfriam durante outros 20 a 30 anos, totalizando um ciclo de 50 a 60 anos. Assim, entre 1947 e 1976, quando o oceano Pacífico se resfriou, às chuvas se reduziram no Nordeste e os Estados da costa leste tiveram chuvas abaixo da média durante praticamente 11 anos consecutivos (CAVALCANTI *et al*., 2009).

As mudanças e a variabilidade climática impactam diretamente na formação de escoamento nas bacias hidrográficas. Segundo Tucci (2009), em períodos de ocorrência de anos úmidos, o aumento de pluviometria acarreta acréscimos ainda maiores de vazão e, em períodos secos, a redução de precipitação causa diminuições ainda maiores de magnitude da vazão, pois não há grande aumento da infiltração e há uma atenuação da evapotranspiração potencial em anos úmidos e em anos de escassez hídrica tem-se um aumento significativo da evapotranspiração.

Nesse contexto, é possível ter a dimensão de quão importante é o estudo da variabilidade climática. Ter conhecimento da variabilidade, principalmente da precipitação, considerando alguns preditores climáticos, auxilia aos tomadores de decisões a fazer uma eficiente alocação da água.

2. SISTEMAS METEOROLÓGICOS ATUANTES NO REGIME PLUVIOMÉTRICO NO NEB

Conforme Molion e Bernardo (2002), as chuvas produzidas no NEB podem ser causadas por fenômenos de grande, meso e micro escala. Os de grande escala são causadores de 30% a 80% da pluviosidade dependendo da localidade. Dos sistemas de mesoescalas atuantes no NEB, destacam-se os SF, a ZCIT e perturbações ondulatórias no campo dos ventos Alísios. Considerando os de microescala tem-se as circulações orográficas e pequenas células convectivas.

Os SF são camadas de nuvens que se formam no encontro entre uma massa de ar frio (mais densa) com uma massa de ar quente (menos densa). No encontro o ar quente e úmido sobe e forma nuvens, consequentemente, chuva. No NEB, geralmente, ocorrem entre os meses de novembro e janeiro.

A ZCIT é uma zona de baixa pressão na região equatorial, formada pelo encontro dos ventos Alísios de Sudeste e de Nordeste em baixos níveis. Região de alta intensidade convectiva e precipitação. Normalmente varia entre 14ºN, entre agosto e outubro, e 4ºS, entre fevereiro e abril. Essa amplitude da ZCIT tem relação com os padrões de TSM do Oceano Atlântico Tropical. Estudos, como o de Uvo *et al*. (1998), mostram que a seca no NEB coincide com o posicionamento da ZCIT mais ao Norte em relação a sua posição climatológica.

O NEB também é afetado por distúrbios ondulatórios no campo dos ventos Alísios, mais conhecidos como Ondas de Leste (OL). Essas ondas se formam por penetrações de sistemas frontais em baixas latitudes no campo dos ventos Alísios, em que ventos de sul, associados aos sistemas frontais, com os ventos de leste, causam distúrbios ondulatórios nos Alísios que se propagam para oeste. Ferreira *et al*. (1990) verificou que no trimestre março a maio (MAM) tem uma maior ocorrência de OL que os demais trimestres do ano.

Os oceanos Pacífico e Atlântico tem grande influência no Nordeste, em anos de *El Niño* o aquecimento superficial das águas do Pacífico altera a dinâmica interna do próprio oceano, através de fluxos de calor (evaporação, ciclos convectivos, formação de nuvens), provocando mudanças na posição e no comportamento da ZCIT. Ocasionando também mudanças na circulação da célula de Walker, em que um dos ramos descendentes encontra-se sobre a Amazônia, que leva a inibição de convecção e consequentemente uma diminuição da precipitação na maior parte do NEB na estação chuvosa da região (ALVES et al., 2005).

A ODP tem uma influência mais nítida no clima Norte-Americano, assim como o ENOS possui duas fases, quente e fria. Estudos como o de Molion (2005), mostraram que na fase negativa (ou fria) a ODP acarreta uma redução da frequência dos eventos de *El Niño*, e o de Andreoli e Kayano (2005) mostram que na fase positiva há uma tendência de aumento em número e intensidade de eventos de *El Niño*. Sendo, assim, a fase fria da ODP mais favorável a precipitação para o Nordeste Brasileiro.

3. PREVISÃO SAZONAL CLIMÁTICO-HIDROLÓGICA

A previsão sazonal, tanto climática como hidrológica, é uma ferramenta que pode auxiliar na tomada de decisão, tanto em nível de planejamento assim como em nível operacional de várias atividades socioeconômicas, tais como alerta precoce de desastres naturais, gestão de recursos hídricos, agricultura, saúde, turismo e outras, com o intuito de minimizar os impactos negativos de eventos climáticos extremos.

A previsão climática sazonal pode ser realizada com alto grau de acurácia para algumas regiões do mundo, o que faz esta informação importante para o gerenciamento de recursos hídricos. A região Nordeste do Brasil é uma das regiões que apresentam alta previsibilidade da precipitação média sazonal (NOBRE *et al*., 2001; REJAGOPALAN *et al*., 2002; MARENGO *et al*., 2003). Esta alta capacidade de predição das precipitações no NEB é resultado da influência das temperaturas dos oceanos Pacifico Equatorial e Atlântico Tropical no comportamento dos fenômenos causadores de chuva, vistos na seção 2.2.2, sobre a região (NOBRE, 2012).

No Ceará, por exemplo, Cabral *et al.* (2016) fazem uma avaliação do desempenho da previsão climática no alto vale do rio Jaguaribe, utilizando o Heide

Skill Score (HSS) como métrica de destreza ou acurácia da previsão, que alcançou valores acima de 0,62, valores de HSS desta magnitude mostram que a previsão climática pode ser utilizada para gerenciar os recursos hídricos no semiárido brasileiro.

Entretanto, apesar do uso da informação da previsão climática, em aplicações nos recursos hídricos, ter uma alta confiabilidade (ROBERTSON *et al.*, 2014) há algumas limitações, principalmente associadas à diferença entre as escalas em que ocorrem os fenômenos atmosféricos e os processos hidrológicos atrelados à bacia, o que vem sendo em parte resolvido por técnicas de *downscaling* e por acoplamento com modelos hidrológicos (STOLL *et al.*, 2011; TAYLOR *et al.*, 2012).

Nesse contexto, nas últimas décadas tem havido um interesse crescente na previsão sazonal climático-hidrológica. Essas previsões têm sido realizadas através de modelos dinâmicos (ALVES *et al.*, 2007; BLOCK *et al.*, 2009), podendo estes ser acoplados a modelos hidrológicos e por modelos estatísticos (SOUZA FILHO e LALL, 2003; SOUZA FILHO e LALL, 2004).

Modelos dinâmicos são representações matemáticas dos processos físicos que ocorrem na distribuição de umidade e energia sobre todo o globo. Esses modelos, em geral, resolvem as equações básicas que regem o comportamento de fluidos, tais como a equação do momentum, da massa, da energia, por meio de aproximações numéricas e com parametrizações físicas para processos como transferência radiativa, formação de nuvens, convecção, transporte turbulento e interação oceano atmosfera.

Os modelos estatísticos do clima, por sua vez, associam relações estatisticamente significativas entre variáveis meteorológicas e/ou hidrológicas locais com preditores locais, que são variáveis observadas na mesma localidade do preditando, e remotos, que correspondem a variáveis em outras áreas que não sejam do local da previsão.

A seguir, nos subtópicos 3.1 e 3.2, serão apresentados alguns conceitos e mais estudos relacionados aos modelos de previsão sazonal climático-hidrológica usando os métodos de previsão supracitados.

3.1. MODELAGEM HIDROCLIMÁTICA DINÂMICA E ESTATÍSTICA ACOPLADA

A modelagem dinâmica é uma técnica, conforme citado anteriormente, que tem como objetivo representar os vários processos físicos existentes na natureza, entender tais processos e prever os efeitos das suas interações e variações. Estes podem ser classificados como globais ou regionais. Os modelos globais resolvem as equações que regem o comportamento da atmosfera sobre todo o globo, sem se preocupar com as características particulares de cada região. Os modelos regionais

cobrem regiões limitadas, permitindo uma análise mais detalhada de uma determinada área do planeta.

Reis Junior *et al*. (2010) mostram uma metodologia usada na previsão de vazão sazonal e mensal, usando a técnica de modelagem dinâmica acoplada. Para isso, foi utilizado um modelo de circulação geral da atmosfera, *European Comunity-Hamburg* versão 4.5 (ECHAM 4.5) e dois modelos regionais atmosféricos, o *Regional Spectral Model* (RSM) e o *Regional Atmospheric Modeling System* (RAMS), que fazem a previsão de precipitação sazonal e mensal que, por sua vez são interpoladas para uma grade de resolução mais fina para estimar a precipitação média na bacia, em seguida é feita uma correção de viés dos dados simulados e então acoplado a um modelo hidrológico concentrado, *Soil Moisture Accounting Procedure* (SMAP).

Alves e Campos (2010) fazeram uma análise de desempenho do acoplamento entre a modelagem dinâmica da precipitação e a modelagem hidrológica de vazão e operação de um reservatório no estado do Ceará, baseado no posto fluviométrico de Iguatu. Os resultados levaram a conclusão de que o modelo dinâmico apresenta um erro sistemático que precisa ser corrigido, para isso utilizou-se o método baseado nas frequências diárias das amostras (PDFs) previstas e observadas. A partir dessa correção, verificou-se que o acoplamento entre o modelo dinâmico e hidrológico teve bom desempenho, sendo capaz de capturar a frequência das vazões observadas, não apresentando diferenças significativas em relação a frequência das vazões simuladas.

Outro estudo nesse mesmo molde é o de Lima e Alves (2010), que mostram uma aplicação da técnica de *downscaling* dinâmico em escala intrasazonal e seus efeitos no acoplamento com um modelo do tipo chuva-vazão em área de baixo skill. Dessa aplicação verificou-se que modelos atmosféricos regionais aninhados a modelos de circulação geral da atmosfera (MCGAs) geram resultados satisfatórios na estimativa de precipitação na escala de bacia hidrográfica e quando associados a uma correção de viés, melhoram a previsão de vazão na bacia em estudo, indicando que essa metodologia pode ser empregada na otimização do uso da água superficial.

Galvão *et al*. (2005) mostra o resultado da aplicação de um modelo atmosférico de alta resolução acoplados a modelos hidrológicos para a previsão de escoamento diário e seu uso na simulação de estoque de água em reservatórios. Evidenciando que essa abordagem é eficaz em fornecer informações úteis para avaliação de impactos hidrológicos devido a variabilidade climática na escala da bacia hidrográfica, podendo auxiliar na tomada de decisão na operação do reservatório, apesar das incertezas associadas.

Outra abordagem existente para a previsão de variáveis hidroclimáticas é a de modelagem estatística, que vem sendo muito utilizada na previsão de vazões sazonais com o uso de índices climáticos como variáveis explicatórias em modelos matemáticos (ALEXANDRE, 2012)

Nesse contexto, Souza Filho e Lall (2003) desenvolveram um sistema de previsão de vazão para 6 reservatórios hídricos no Ceará baseado nos índices do Gradiente Meridional da TSM do Atlântico ou Dipolo do Atlântico e do NIÑO3. O desenvolvimento desse sistema se deu através de uma abordagem semi-paramétrica, em que basicamente transforma-se as vazões em séries anuais e emprega-se uma técnica de *"pool-regression"* sobre os índices climáticos afim de realizar uma previsão comum das vazões anuais por meio da reamostragem das vazões de anos históricos dados os valores atuais de índices climáticos. Os resultados mostraram que as correlações das previsões de vazões com os índices climáticos citados indicaram que a metodologia produz previsões úteis para os próximos 18 meses de operação e gestão de reservatórios de água.

Golembesky *et al*. (2009) combinam previsões multi-modelos de vazões de 3 meses à frente com modelos de gestão de reservatórios no intuito de determinar níveis de restrições de abastecimento de água. As previsões de vazões são feitas com base em um modelo paramétrico de regressão, com um outro de reamostragem semi-paramétrico e pela combinação dos mesmos. As análises mostraram que a probabilidade da vazão prevista onde o armazenamento sazonal é menor do que o armazenamento desejado é maior do que a estimativa de climatologia de vazões abaixo do normal e vice-versa. Os resultados ainda mostram que as previsões de vazão multi-modelo são melhores, apresentando redução de falso alarme e na predição de condições de armazenamento Abaixo-Normal.

Cardoso *et al*. (2006), buscando alternativas para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos, se utilizam de previsões e informações climáticas no processo de alocação de água no Sistema Jaguaribe-Metropolitana (SJM). Como ferramenta, utilizam o método K-vizinhos na previsão de afluências, que incorpora a partir de índices climáticos tais como El Niño e Dipolo do Atlântico, e o algoritmo de programação não linear, simplex Nelder-Mead, no intuito de otimizar as políticas na operação tática dos reservatórios do SJM. Os resultados mostraram que as técnicas utilizadas podem servir como uma ferramenta de suporte a decisão no gerenciamento dos recursos hídricos do Estado do Ceará.

Alves *et al*. (2007) comparam a modelagem dinâmica, em que foram usados o modelo global ECHAM 4.5 e os modelos RSM e o RAMS, com a modelagem estatística, através do método empírico K-vizinhos, da precipitação para o NEB. Com isso, verificou-se que o modelo empírico apresentou menor erro absoluto médio que a modelagem dinâmica, porém quando se caracterizou a previsibilidade em três categorias, Seca, Normal e Chuvosa, tem-se que os modelos dinâmicos apresentaram *skill* superiores ao modelo empírico, principalmente no setor norte do Nordeste na categoria chuvosa.

Robertson *et al*. (2014) avaliam o potencial do uso de previsões climáticas sazonais para melhorar a gestão dos recursos hídricos e da seca em regiões semiáridas, como Chile e Nordeste. O estudo se utiliza de previsões de precipitação feitas tanto por modelagem dinâmica como estatística. Para o Ceará, onde os gestores do sistema

hídrico fornecem água para o setor industrial e agrícola, necessita-se de um determinado nível de confiabilidade.

Nesse contexto, ainda segundo Robertson *et al*. (2014), a experiência da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), que faz uso de previsões climáticas e cenários de otimização como parte de seu processo regular de alocação de água, enfatiza o potencial do uso da informação climática na otimização da gestão de recursos hídricos, principalmente, durante períodos de baixo fluxo de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRE, A. M. B. **Previsão de vazões mensais para o sistema interligado nacional utilizando informações climáticas**. Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2012.

ALVES, J. M. B.; CAMPOS, J. N. B. O potencial do acoplamento dinâmico intrasazonal de precipitação-vazão-operação de reservatórios no Nordeste do Brasil. In: Servain J.; Campos, J. N. B.; Martins, E. S.P. R.; Reis Junior, D. S. (eds.). **Clima do Atlântico Tropical e impactos sobre o Nordeste (CATIN)**, p. 278-301, 2010.

ALVES, J. M. B.; COSTA, A. A.; SOMBRA, S. S.; CAMPOS, J. N. B.; SOUZA FILHO, F. A.; MARTINS, E. S. P. R.; SILVA, E. M.; SANTOS, A. C. S.; BARBOSA, H. A.; MELCIADES, W. L. B.; MONCUNNIL, D. F. Um estudo inter-comparativo de previsão sazonal estatística-dinâmica de precipitação no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.22, n.3, p. 354-372, 2007.

ALVES, J. M. B.; FERREIRA, F. F.; CAMPOS, J. N. B. Movimento vertical e índices atmosféricos associados às células de Hadley e Walker em anos de contrastes climáticos: Relação com chuvas do Setor Norte do Nordeste do Brasil – SNNEB. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 1, 15-36, 2005.

ANDREOLI, R.V.; KAYANO, M. T. Enso-Related Rainfall Anomalies in South America and Associated Circulation Features During Warm and Cold Pacific Decadal Oscillation Regimes, International Journal of Climatology. **Internacional Journal Climatology**, 25, p. 2017–2030, 2005.

BLOCK, P. J.; SOUZA FILHO, F. A.; SUN, L.; KWON, H. A. Streamflow Forecasting Framework Using Multiple Climate and Hidrological Models. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n.4, p. 828-843, 2009.

CARDOSO, G. B. B.; MARTINS, E. S. P. R.; SOUZA FILHO, F. A. Uso de Otimização/Simulação e Previsão de Afluências na Operação Tática dos Reservatórios do Sistema Jaguaribe-Metropolitano – CE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Vol. 11, n.4, Out/Dez, p. 175-186, 2006.

CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA, M. G. A. J.; DIAS, M. A. F. S. **Tempo e Clima no Brasil**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

FERREIRA, N. J.; CHAN, C. S.; SATYAMURTI, P. Análise dos distúrbios ondulatório de leste sobre o Oceano Atlântico Equatorial Sul. **In: Anais do Congresso Brasileiro de Meteorologia**, 6, Rio de Janeiro, p. 462-466, 1990.

GALVÃO, C. O.; NOBRE, P.; BRAGA, A. C. F. M.; OLIVEIRA, K. F.; MARQUES, R.; SILVA, S. R.; GOMES FILHO, M. F.; SANTOS, C. A. G.; LACERDA, F.; MONCUNILL, D. Climatic predictability, hydrololy and water resources over Nordeste Brazil. In: **Regional Hydrological Impacts of Climatic Change—Impact Assessment and Decision Making** (Proceedings of symposium S6 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005). IAHS Publ. 295, 2005.

GOLEMBESKY, K.; SANKARASUBRAMANIAN, A.; DEVINENI, N. Improved drought management of falls Lake Reservoir: Role of multimodel streamflow forecasts in setting up restrictions. **Journal of Water Resources Planning and Management**, vol. 135, n. 3, pp. 188-197, 2009. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:3(188).

LIMA, J. P. R.; ALVES, J. M. B. Downscaling dinâmico de precipitação com modelo hidrológico chuva-vazão. In: Servain J.; Campos, J. N. B.; Martins, E. S.P. R.; Reis Junior, D. S. (eds.). **Clima do Atlântico Tropical e impactos sobre o Nordeste (CATIN)**, p. 319-330, 2010.

MANTUA, N. J.; HARE, S. R. The Pacific Decadal Oscillation. **Journal of Oceanography**, v. 58, p. 35–444, 2002.

MARENGO, J. A.; CAVALCANTI, I. F. A.; SATYAMURTY, P.; TROSNIKOV, I.; NOBRE, C. A.; BONATTI, J. P.; CAMARGO, H.; SAMPAIO, G.; SANCHES, M. B.; MANZI, A. O.; CASTRO, C. A. C.; D'ALMEIDA, C.; PEZZI, L. P.; CANDIDO, L. Assessment of regional seasonal rainfall predictability using the CPTEC/COLA atmospheric GCM. **Climate Dynamics**, v. 21, p. 459–475, 2003. DOI 10.1007/s00382-003-0346-0.

MOLION, L.C.B. Aquecimento Global, El Niños, Manchas Solares, Vulcões e Oscilação Decadal do Pacífico. **Revista Climanálise,** 2005.

MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 17, n. 1, p. 1-10, 2002.

NOBRE, P.; MOURA, A. D.; SUN, L. Dynamical downscaling of seasonal climate prediction over Nordeste Brazil with ECHAM3 and NCEP's Region Spectral Models at IRI. **Bulletin American Meteorological Society**, v. 82, p 2787-2796, 2001.

NOBRE, P. **As origens das águas no Nordeste. A questão da água no nordeste**.

Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. ISBN 978-85-60755-45-5.

RAJAGOPALAN, B.; LALL U.; ZEBIAK S. E. Categorical climate forecasts through regularization and optimal combination of multiple GCM ensembles. **Monthly Weather Review**, v.130(7), p. 1792 - 1811, 2002.

REIS JUNIOR, D. S.; MARTINS, E. S. P. R.; NASCIMENTO, L. S. V.; COSTA, A. A.; ALEXANDRE, A. M. B.; FIRMINO, M. B. M. Seasonal streamflow forecasts for reservoirs in the State of Ceará, Brazil. In: Servain J.; Campos, J. N. B.; Martins, E. S.P. R.; Reis Junior, D. S. (eds.). **Clima do Atlântico Tropical e impactos sobre o Nordeste** (CATIN), p. 302-318, 2010.

REPELLI, C. A.; ALVES, J. M. B. Uso de Análise de Correlações Canônicas para Prognosticar a Variabilidade Espacial da Precipitação Sazonal Sobre o Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Metetorologia**, v. 11, 1/2, 67-75, 1996.

ROBERTSON, A. W.; BAETHGEN, W.; BLOCK, P.; LALL, U.; SANKARASUBRAMANIAN, A.; SOUZA FILHO, F. A.; VERBIST, K. M. J. Climate risk management for water in semi–arid regions. **Earth Perspectives**, 1:12, 2014. DOI:10.1186/2194-6434-1-12.

SILVA, D. F.; GALVÍNCIO, J. D. Estudo da Influência da Oscilação Decadal do Pacífico no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, p. 665-676, 2011.

SOUZA FILHO, F. A.; LALL, U. Seasonal to interannual ensemble streamflow forecasts for Ceara, Brazil: Application of multivariate, semiparametric algorithm. **Water Resources Research,** v. 39, n. 11, p. 1307, 2003.

SOUZA FILHO, F.A.; LALL, U. Modelo de Previsão de Vazões Sazonais e Interanuais.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos v. 9, n. 2, p.61-74, ABRH, Porto Alegre, 2004.

STOLL,S.; HENDRICKS FRANSSEN, H. J.; BUTTS M.; KINZELBACH, W. Analysis of the impact of climate change on groundwater related hydrological fluxes: a multi-model approach including different downscaling methods. **Hydrology and Earth System Sciences**, 15, 21–38, 2011. DOI:10.5194/hess-15-21-2011.

UVO, C. B.; REPELLI, C. A.; ZEBIAK, S. E.; KUSHNIR, Y. The relationships between Tropical Pacific and Atlantic SST and Northeast Brazil monthly precipitation. Journal of Climate, v.11, n. 10, p. 551-562, 1998.

PREVISÃO DE VAZÕES: MULTI-MODELOS

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Guilherme de Alencar Barreto

1. DOWNSCALING DINÂMICO ACOPLADO A UM MODELO CHUVA-VAZÃO

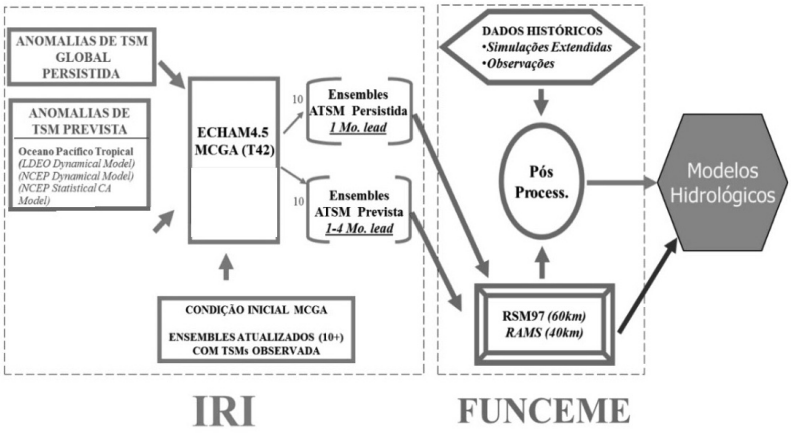
O método dinâmico para previsão de afluência se baseia em uma técnica de redução de escala, conhecida como *downscaling* dinâmico, em que modelos de circulação geral alimentam modelos climáticos regionais. Para melhor entendimento verificar Reis Junior *et al*. (2010).

Nesse estudo, o processamento utilizado nesta técnica foi feito pela FUNCEME, conforme Figura 1, em que dados de anomalias globais de TSM observadas, persistidas e previstas são inseridos no modelo global ECHAM4.5, este por sua vez gera um conjunto de 10 membros de anomalias da TSM persistida e prevista, através de cálculos das equações que regem a dinâmica e a conservação de energia da atmosfera em escala global, essa primeira fase do método dinâmico foi operacionalizada pelo *International Research Institute* (IRI). Uma descrição detalhada do ECHAM4.5 pode ser obtida em Roeckner (1996).

Em seguida os resultados do modelo global são aninhados unidirecionalmente a dois modelos numéricos regionais, o RSM de 1997 (RSM97) e o RAMS versão 4.4 (RAMS4.4), que através das equações da dinâmica e da conservação da energia considerando características intrínsecas da região, como por exemplo o relevo, fornecem dados tais como a precipitação pluviométrica, evaporação, entres outros. O RSM97 foi desenvolvido por Juang e Kanamitsu (1994) no centro de modelagem do meio ambiente do *National Centers for Environmental Prediction* (NCEP) e sua física está descrita em Kanamitsu *et al*. (1991), em relação RAMS4.4 maiores detalhes da física do modelo são encontrados em Chen e Cotton (1983, 1987), Tremback (1990), Pielke *et al*. (1992), Walko *et al*. (1995), Harrington (1997). A implementação desse downscaling foi realizada conforme Sun *et al*. (2006). As previsões de precipitação utilizadas nessa tese foram a do RSM97.

A precipitação pluviométrica saída dos modelos regionais por sua vez são acoplados, também de maneira unidirecional, ao modelo hidrológico SMAP, gerando finalmente a previsão de vazões de uma determinada localidade ou sistema hídrico. Em caso de sistemas hídricos complexos, como o caso do sistema Jaguaribe-Metropolitana usado nessa tese, considera-se a precipitação média na bacia hidrográfica como entrada do modelo hidrológico. Maiores detalhes sobre a estrutura e calibração do modelo SMAP podem ser obtidos em Lopes *et al*. (1981).

Figura 1 – Esquema utilizado do downscaling dinâmico acoplado ao modelo hidrológico.



Fonte: Traduzido de Sun et al. (2006)

2. MÉTODO DOS K-VIZINHOS

Para o desenvolvimento desse método foi utilizado uma abordagem semi-paramétrica, semelhante a utilizada em Souza Filho e Lall (2003). Esse método usa a informação de preditores climáticos, previamente conhecidos, que possuem uma boa correlação com a precipitação sobre o local de estudo.

Segundo Moura e Shukla (1981) e Hastenrath (1990) os preditores climáticos que melhor se correlacionam com o Nordeste Brasileiro, e consequentemente com o sistema Jaguaribe-Metropolitana, são as Temperaturas do Atlântico Sul (TAS) e a Temperaturas do Atlântico Norte (TAN), cujo gradiente forma o Dipolo do Atlântico Tropical, e o NINO3, disponíveis no site do *Climate Prediction Center* (CPC).

Esse esquema de reamostragem condicional baseia-se em uma regressão linear múltipla, conforme a equação (1),

$$Q = X_1 \beta_1 + X_2 \beta_2 + X_3 \beta_3 + \xi \qquad (1)$$

em que Q é o vetor da variável explicada, no caso vazão anual padronizada do hidrossistema, X_1 a X_3 são as componentes da matriz das variáveis explicativas, aqui representadas pelos três preditores climáticos que melhor se relacionam com a vazão, β_1 a β_3 compõem o vetor dos coeficientes da regressão correspondentes aos fatores climáticos utilizados, comumente chamado de "pesos" das variáveis explicativas e ξ é o vetor da variável aleatória residual na qual se procura incluir todas as influências no comportamento de Q que não podem ser explicadas linearmente.

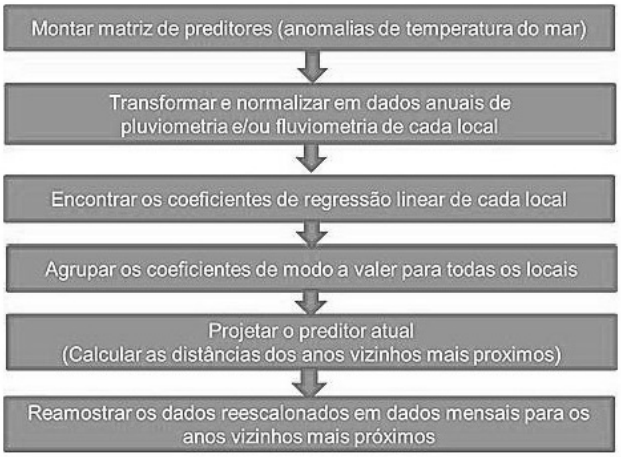
Ainda em relação a regressão múltipla, tem-se que a vazão anual padronizada é utilizada a fim de assegurar que o resíduo dessa regressão tenha um padrão de distribuição e uma variância aproximadamente constante, sendo essa normalização feita pela diminuição do valor da vazão anual pela sua média e dividida pelo desvio padrão da mesma. A matriz dos preditores climáticos é uma matriz da media sazonal dos mesmos, para igual período da variável reduzida. Através dessa regressão os pesos são obtidos para cada região que compõe o sistema hídrico e depois agrupados por meio do valor médio, técnica denominada de "*pooled regression"* obtendo-se os coeficientes de regressão agrupada para o sistema hídrico como um todo.

Todavia, a regressão não foi usada de maneira direta na previsão, sendo a mesma usada somente na identificação do peso do cálculo da distância entre a condição o ano de previsão e os anos da série histórica, conforme equação (2):

$$d_i = \sqrt{\sum_{j=1}^{3}\left[\left(x_j^* - x_{i,j}\right)\beta_j\right]^2} \qquad (2)$$

em que x_j^* é o vetor de preditores atual, $x_{i,j}$ é o valor dos preditores durante o i-ésimo ano da série histórica e β_j é o vetor dos coeficientes da regressão agrupada. Com o vetor distancia calculado tem-se a informação dos anos vizinhos mais próximos, a partir daí faz–se um ordenamento desses valores, de maneira crescente, sendo então a reamostragem baseada no número (k) de vizinhos arbitrados, que no caso desse estudo são 30, ou seja, as estatísticas das vazões previstas serão baseadas nos 30 anos mais próximos. A Figura 2 mostra o mostra um fluxograma que sintetiza os passos para realização dessa modelagem estatística.

Figura 2 – Fluxograma síntese do algoritmo de previsão sazonal multivariado dados um conjunto de preditores climáticos.



Fonte: Adaptado de Souza Filho e Lall (2003).

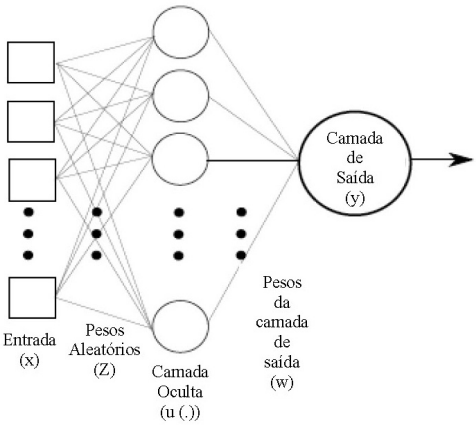
3. MÉTODO BASEADO EM REDES NEURAIS COM MÚLTIPLAS ENTRADAS E UMA SAÍDA

Nesse trabalho foram empregadas 2 arquiteturas de redes neurais artificiais (RNA), a primeira conhecida como *Extreme Learning Machines* (ELM) e a segunda conhecida como *MultiLayer Perceptrons* (MLP), ambas são do tipo não-recorrentes, ou seja, precisam de uma fonte de informação externa em relação aos problemas a ser resolvido.

Segundo Menezes Junior (2006) redes neurais do tipo não-recorrentes tem um comprovado desempenho em classificação de padrões e na interpolação de funções, pois combinam características computacionalmente relevantes, tais como capacidade de aprendizado, não linearidade e generalização.

As ELM são compostas por um algoritmo para treinamento de apenas duas camadas, a camada escondida e a camada de saída. As principais peculiaridades desse algoritmo são que, o treinamento dos pesos das camadas existentes é realizado separadamente, os pesos da camada oculta são escolhidos aleatoriamente e os pesos da camada de saída são determinados de maneira analítica, isto é, sem a presença de ciclos iterativos para ajuste dos pesos, geralmente são obtidos de forma direta usando o método da matriz pseudoinversa. A Figura 3 mostra um fluxograma típico das ELM.

Figura 3 – Fluxograma representativo de uma rede neural ELM.



Fonte: Adaptado de Horta (2015)

Os pesos sinápticos associados aos neurônios da camada oculta (z_i), podem ser representados em forma de vetor como

$$z_i = \begin{pmatrix} z_{i0} \\ z_{i1} \\ \vdots \\ z_{id} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \theta_i \\ z_{i1} \\ \vdots \\ z_{id} \end{pmatrix} \quad (3)$$

em que θ_i é o limite relacionado ao i-ésimo neurônio. Para a camada de saída o vetor de pesos sinápticos (w_k) é representado de maneira similar como

$$w_k = \begin{pmatrix} w_{k0} \\ w_{k1} \\ \vdots \\ w_{kq} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \theta_k \\ w_{k1} \\ \vdots \\ w_{kq} \end{pmatrix} \quad (4)$$

em que θ_k é o limiar associado ao neurônio de saída k (MENEZES JUNIOR, 2012).

Sendo a inicialização dos pesos da camada oculta feita de forma aleatória pode-se escrever que $z_{ij} \sim U(a,b)$ ou que $z_{ij} \sim N(0,\sigma^2)$, onde $U(a,b)$ é um número pseudoaleatório distribuído uniformemente e $N(0,\sigma^2)$ é um número pseudoaleatório normalmente distribuído com média zero e variância σ^2 (MENEZES JUNIOR, 2012). Neste trabalho, optou-se pela inicialização em que os pesos são uniformemente distribuídos sobre um intervalo aberto entre 0 e 1.

Para a implementação dessa etapa de atribuição de pesos da camada oculta precisa-se definir uma matriz de pesos Z com q linhas e $d + 1$ colunas

$$Z = \begin{pmatrix} z_{10} & z_{11} & \cdots & z_{1d} \\ z_{20} & z_{21} & \cdots & z_{2d} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ z_{q0} & z_{q1} & \cdots & z_{qd} \end{pmatrix}_{q\,x\,(d+1)} \quad (5)$$

em que se observa as linhas da matriz Z composta pelos vetores de pesos de cada neurônio oculto (MENEZES JUNIOR, 2012).

Para o treinamento da rede, etapa na qual se faz o cálculo das ativações dos neurônios ocultos e se obtém suas respectivas saídas, após a apresentação do vetor de entrada x, no passo de tempo n, as ativações dos neurônios da camada escondida é realizada através da equação (6):

$$u_i(n) = \sum_{j=1}^{d} z_{ij} x_j(n) = \boldsymbol{z}_i^T \boldsymbol{x}(n), \qquad i = 1,2,\ldots,q \quad (6)$$

em que T se refere ao vetor ou matriz transposta, q indica o número de neurônios da camada escondida e d o número de iterações do treinamento. Em seguida computa-se uma matriz de mapeamento H, ou matriz de saída da camada oculta, por meio da equação (7):

$$H = g[u_i(n)] \quad (7)$$

em que g[ ] é uma função de ativação sigmoidal, sendo que nesse estudo optou-se pela função sigmóide logística, dada por:

$$g[u_i(n)] = \frac{1}{1+e^{-u_i(n)}} . \quad (8)$$

A equação (7) ou (8) é por fim utilizada para calcular os valores dos pesos dos neurônios da camada de saída (MENEZES JUNIOR, 2012). Para isso, a arquitetura ELM aqui empregada utilizou-se de duas regras de aprendizagem, a primeira denominada de *Least Mean Square* (LMS) normalizada, também conhe-

cida como regra delta ou regra da pseudoinversa, e a segunda de Recursive Least Square (RLS).

O cálculo dos pesos dos neurônios de saída (w) da rede ELM-LMS envolve a determinação de parâmetros de equacionamento linear. A função do vetor de entrada para a camada de saída é interpretada pelo vetor H(n) enquanto o vetor da "saída" desejada é representado pelo escalar ds(n), dado por:

$$ds(n) = \boldsymbol{w}^T \boldsymbol{H}(n) \tag{9}$$

em que se busca definir o vetor w que melhor retrata a situação desejada, sendo que o neurônio dessa rede possui regra de aprendizagem dada por

$$w_k(n+1) = w_k(n) + \frac{\xi e_k H(n)}{\|H(n)\|^2} \tag{10}$$

em que é o passo de aprendizado, e_k é o erro na iteração n obtido pela diferença entre a função alvo e o escalar ds, o $||H(n)||^2$ é a norma euclidiana do vetor de saída da camada oculta (LIMA, 2010). O cálculo da saída do k-ésimo neurônio dessa rede é dado por

$$y_k(n) = \boldsymbol{w}_k^T \boldsymbol{H}(n) = \sum_{j=1}^{q} w_{kj} H_j(n) \tag{11}$$

sendo a função custo da regra de aprendizagem dada por,

$$J[w_k] = min\|\theta_k(n) - y_k(n)\|^2 \tag{12}$$

Para a rede ELM-RLS, o algoritmo dos mínimos quadrados recursivos se utiliza de uma técnica diferente de minimização da média do quadrado do erro do k-ésimo neurônio $e_k(n)$, a regra de aprendizado dessa rede é dada por

$$w_k(n) = w_k(n-1) + \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n)\, H(n)\, \boldsymbol{e}_k^T(n) \tag{13}$$

em que R(n) é a matriz de auto correlação do vetor H(n) ponderada por um fator de esquecimento que α varia entre 0 e 1,

$$\widehat{\boldsymbol{R}}(n) = \sum \alpha\, H(n)\, H^T(n) \tag{14}$$

a inversão dessa matriz e o grande número de cálculos exigidos para sua geração a cada iteração n implica em um grande custo computacional, porém usando a técnica conhecida como lema de inversão de matrizes, P(n), a inversão a cada iteração é evitada, e é dada por

$$P(n) = \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n) = \frac{1}{\alpha}\left[P(n-1) - \frac{P(n-1)\, H(n)\, H^T(n)\, P(n-1)}{\alpha + H^T(n)\, P(n-1)\, H(n)}\right] \tag{15}$$

em que P(0) = ρI, sendo I a matriz identidade com dimensão q x q e ρ é uma constante positiva (LIMA, 2010).

A diferença entre as duas matrizes que compõem a expressão (15), conforme Lima (2010), pode originar uma matriz P(n) assimétrica, e isto poderia transformar P(n) em uma função singular. Para minimizar este problema pode-se obter a equação (15) em termos do ganho de Kalman, k(n), explicitado pela transformação do vetor H(n) pela a inversa da matriz R(n), ou seja,

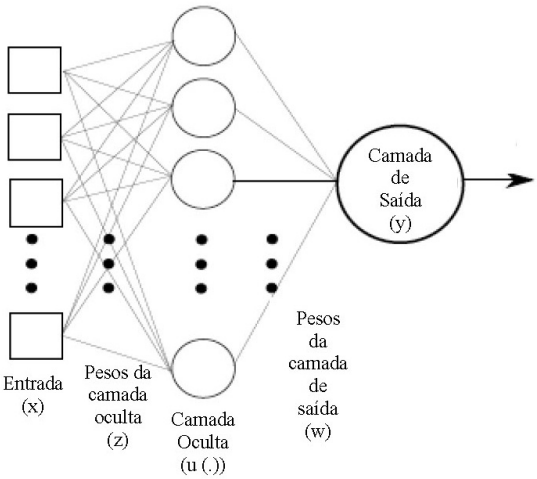
$$k(n) = P(n)\,H(n) = \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n)H(n) \tag{16}$$

com isso, a regra de aprendizagem da rede ELM-RLS em função do ganho de Kalman pode ser expressa por

$$w_k(n) = w_k(n-1) + k(n)\,\boldsymbol{e}_k^T(n) \tag{17}$$

A outra arquitetura de rede testada foi a MLP, constituída de uma camada de entrada que recebe as forçantes externas, uma ou mais camadas ocultas compostas geralmente por funções de ativação não lineares, o que possibilita a resolução de problemas complexos, e uma camada de saída composta por neurônios somares cuja função de ativação pode ser linear, sendo o papel dessa última camada o de fornecer a solução ao problema proposto. A Figura 4 esquematiza em um fluxograma os processos de uma rede MLP (MENEZES JÚNIOR, 2012; ARAÚJO, 2013).

Figura 4 – Fluxograma representativo de uma rede neural MLP com uma camada oculta.



Fonte: Adaptado de Horta (2015)

Outra característica relevante, ainda não citada, dessa arquitetura é seu alto nível de conectividade, que está relacionada a comunicação entre os neurônios de diferentes camadas por intermédio de pesos sinápticos. A aprendizagem dessa RNA é feita pelo ajuste dos pesos e limiares calculados por meio de um

algoritmo de retro-propagação do erro que ocorre em duas etapas, uma direta e outra reversa.

Os pesos sinápticos, da arquitetura MLP, associados aos neurônios da camada oculta (z_i) e aos da camada de saída (w_k) e os limiares dessas camadas, respectivamente θ_i e θ_k, são representados da mesma forma das equações (3) e (4), ou seja, independe do tipo de arquitetura que se está utilizando.

Na primeira etapa da aprendizagem, sentido direto, o fluxo de informação se propaga do neurônio de entrada em direção ao neurônio de saída, e os resultados extraídos dos neurônios ocultos e dos de saída são dados por (LIMA, 2010):

$$v_j(n) = g[u_j(n)] = g\left[\sum_{i=1}^{q} z_{ij}x_j(n) - z_{i0}\right] \quad (18)$$

$$y_k(n) = g[u_k(n)] = g\left[\sum_{j=1}^{c} w_{kj}x_j(n) - w_{k0}\right] \quad (19)$$

em que q e c são os números de neurônios ocultos e de saída, respectivamente, e z_{i0} e w_{k0} são os respectivos limiares de ativação de cada camada. As funções de ativação g[ ] utilizadas pelas equações (18) e (19) foram a sigmóide logística, conforme equação (8), e uma função linear semelhante a equação (6).

No sentido reverso, segunda etapa de aprendizagem, o fluxo de informação se dar dos neurônios de saída para os da camada oculta. Assim, com os erros obtidos após a finalização da primeira etapa $e_k(n)$, calcula-se os gradientes locais δ(n) de todos os neurônios da rede, seja ele oculto ou de saída. Para a camada de saída $\delta_k(n)$ é dado por

$$\delta_k(n) = e_k(n)g'[u_k(n)] \quad (20)$$

em que $g'[u_k(n)]$ é a derivada da função linear. Para a camada escondida $\delta_j(n)$é dado por

$$\delta_j(n) = g'[u_j(n)]\sum_{k=1}^{c} w_{kj}\delta_k(n) \quad (21)$$

em que $g'[u_j(n)]$ é a derivada da função sigmoide logística expressa na equação (22),

$$g'[u_j(n)] = \frac{1}{1+e^{-u_j(n)}}\left(1 - \frac{1}{1+e^{-u_j(n)}}\right) \quad (22)$$

O próximo passo da fase reversa está relacionado ao processo de atualização dos pesos e limiares. Os pesos sinápticos que conectam os neurônios de entrada com os neurônios ocultos possuem regra de aprendizagem dada por,

$$z_{ji}(n+1) = z_{ji}(n) + \xi\delta_j(n)x_i(n) \quad (23)$$

e a regra de aprendizagem dos pesos que ligam os neurônios da camada escondida e de saída é dado por

$$w_{kj}(n+1) = w_{kj}(n) + \xi \delta_k(n) v_j(n) \quad (23)$$

com isso, conclui-se uma iteração de treinamento (LIMA, 2010; MENEZES JÚNIOR, 2012).

Após a fase de treinamento, sucede-se a fase de teste e capacidade de generalização das redes ELM e MPL em estudo. Para rede ELM, uma vez definidas as matrizes de pesos Z e W, adquiridas após a fase de treinamento, calcula-se as ativações dos neurônios de saída por meio da equação (24)

$$a(t) = W\boldsymbol{H}(t) \quad (24)$$

em que *t* representação uma iteração qualquer dentro do período de generalização.

Para esta fase da rede ELM assume-se que os neurônios de saída são iguais as suas ativações, logo (LIMA, 2010):

$$y(t) = g[a(t)] = a(t) \quad (25)$$

Para rede MLP, após o procedimento de determinação dos pesos sinápticos Z e W, computa-se as ativações dos neurônios ocultos e da camada de saída, respectivamente, pelas equações (26) e (27):

$$v(t) = g[Zx(t)] \quad (26)$$

$$y(t) = g[Wv(t)] \quad (27)$$

3.1 DESAGREGAÇÃO E BOOTSTRAP DOS DADOS DE SAÍDA DAS REDES NEURAIS

Para auxiliar na qualidade de previsão por RNA das afluências dos reservatórios que compõem o SJM, optou-se por se fazer o prognóstico da vazão média sazonal, mais especificamente a vazão média agregada dos meses de janeiro a junho de cada ano previsto. Entretanto, para esta tese o que interessa é a previsão de vazões mensais para o 1º semestre, pois serão necessárias para realizar a operação dos reservatórios que será vista mais adiante.

Dessa forma, afim de obter os dados de afluências mensais optou-se por uma desagregação obtida pelo método dos fragmentos de Svanidze(1980) , que se caracteriza pela determinação de um coeficiente de fragmentação () para cada mês, dados por:

$$f_j = \frac{Q_j}{\sum_{j=1}^{n} Q_j}. \quad (28)$$

sendo n = número de meses (n = 6) e é o valor mensal climatológico obti-

do a partir da série histórica dos dados observados. Os fragmentos fj se referem à porcentagem da vazão semestral climatológica, esses coeficientes são obtidos para cada reservatório em estudo.

Assim, para se obter a vazão prevista para um respectivo mês de um ano qualquer contido na previsão da vazão sazonal basta multiplicar o valor de pela vazão sazonal do ano previsto.

Em seguida à obtenção dos dados de vazões mensais, realizou-se um procedimento *bootstrap*, que é uma técnica de reamostragem de dados com reposição dos mesmos, isto é, um número de valores pode ser sorteado a partir de uma amostra, com direito a reposição dos valores já sorteados. Essa técnica pode ser repetida definidas vezes até que se obtenha um número de desejado de amostras.

Existem diversas maneiras de realização de um *bootstrap*, porém para esse estudo foi utilizado o método de reamostragem dos resíduos para a construção do *bootstrap*, conforme proposto por Efron (1979). Esse método consiste na utilização dos resíduos para formar uma amostra de pseudo-erros aleatórios, que posteriormente servem para estabelecer pseudodados.

O procedimento, de forma detalhada, para realização do *bootstrap* dos resíduos realizado nesse estudo foi:

1. Calcular o erro para período histórico, que está associado ao período do modelo de previsão dinâmica no modo *hindcast*;
2. Criar uma matriz de erro mês x ano, afim de se ter uma amostra de erros para cada mês;
3. Retirar uma amostra aleatória do erro de cada mês com reposição de tamanho T associado ao número de anos do período do modelo de previsão dinâmica no modo *forecast*;
4. Somar a reamostragem do erro obtido aos respectivos meses de cada ano previsto para o período do modelo de previsão dinâmica no modo *forecast*;
5. Verificar se a vazão obtida para cada um dos meses é menor do que 0. Caso seja, um novo erro é reamostrado para o mês em questão até que a vazão obtida seja maior que zero (OLIVEIRA, 2010);
6. Repetir os processos 3, 4, 5, trinta vezes, sendo este o número de amostras "bootstrapadas" associado ao numero de anos vizinhos do modelo de previsão estatístico.

O erro associado aos passos acima foi computado por,

$$\hat{e} = Q_{obs_{hind}} - Q_{rna_{hind}} \tag{29}$$

em que $Qobs_{hind}$ é a vazão mensal observada para o período *hindcast* e $Qrna_{hind}$ é a vazão mensal prevista pelo modelo de RNA para o período *hindcast*. A

vazão prevista reamostrada é dada por,

$$Q_{r,m}^{(b)} = Q_{rna_{fcst}} + \hat{e}_m^{(b)} \quad (30)$$

Sendo $Q_{r,m}^{(b)}$ a vazão reamostrada para uma dada amostra *boostrap* de índice (b) em um mês $Qrna_{fcst}$ a vazão de saída do modelo de rede neural para o período forecast e $\hat{e}_m^{(b)}$ o erro mensal em uma amostra "bootstrapada" de índice (b).

4 ENSEMBLE DE MULTI-MODELOS E VERIFICAÇÃO DE PREVISÃO

Os resultados das afluências previstas pelos diferentes modelos foram combinados de maneira a forma uma única previsão agrupada. A técnica utilizada no trabalho, conhecida como *pooled ensemble*, é a técnica mais simples que existe para combinar conjuntos, em que são dados pesos iguais aos conjuntos de cada modelo aglutinando-os de maneira a produzir um único conjunto (*superensemble*), a probabilidade de previsão de um ensemble de i-ésimos (*I*) modelos é,

$$P_{kt}^{Pool}(y) = \frac{1}{m_p}\sum_{i=1}^{I} m_{ikt} \quad (31)$$

em que $m_p = \sum_{i=1}^{I} m_i$ é o numero total de membros do conjunto, k é a categoria em um tempo t (ROBERTSON *et al.*, 2004; BLOCK *et al.*, 2009). Apesar de simples, essa abordagem tem um melhor desempenho que simplesmente uma única previsão, devido apresentar previsões de maior confiabilidade (HAGEDORN *et al.*, 2005; BLOCK *et al.*, 2009).

Para investigar o desempenho das simulações e do *ensemble* de multi-modelos, foram realizadas comparações com os dados de afluência obtidos no relatório de regionalização de vazões da COGERH (2013) sobre os reservatórios que constituem o sistema Jaguaribe-Metropolitana. Com isso, diversas medidas de desempenho foram utilizadas, pois conforme De Maria (2007) um conjunto de índices estatísticos é a melhor maneira de julgar o desempenho de um modelo.

Para isso, vazões mensais do modelo hidrológico são agregadas em períodos sazonais, suavizando e aumentando a destreza dos dados por reduzir a variabilidade do ruído. Para a validação dos dados de previsão de vazão, os anos utilizados foram de 2004 a 2012 totalizando um período de 9 anos. O período considerado para o cálculo da climatologia dos dados observados, eventualmente considerado para o cálculo de alguns índices estatísticos, foi de 1974 a 2000 totalizando um período de 27 anos.

Os índices estatísticos utilizados na verificação da previsão são: Erro Quadrático Médio (EQM), Índice de Concordância (Ic), Coeficiente de Determinação(R^2) e o Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS). As formulações matemáticas associadas a cada um desses índices são mostradas na Tabela 1, a definição das variáveis presente nas fórmulas, encontra-se na lista de símbolos.

Tabela 1 – Índices de verificação de previsão com seus respectivos símbolos, fórmulas, valores ideais e faixas de variação.

Índice	Símbolo	Fórmula	Valor Ideal	Faixa de Variação
Erro Quadrático Médio	EQ	$EQ=\left[\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(\phi_i-\psi_i)^2\right]^{1/2}$	0	0 a ∞
Índice de Concordância	Ic	$I_c=1-\frac{\sum_{i=1}^{N}\lvert\phi_i-\psi_i\rvert^2}{\sum_{i=1}^{N}\left(\lvert\phi_i-\bar{\psi}_i\rvert+\lvert\psi_i-\bar{\psi}_i\rvert\right)^2}$	1	0 a 1
Coeficiente de Determinação	R^2	$R^2=\left[\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\frac{\phi'_i\Psi'_i}{\sigma_\phi\sigma_\Psi}\right]^2$	1	0 a 1
Coeficiente de Nash-Sutcliffe	NS	$NS=1-\frac{\sum_{i=1}^{N}(\phi_i-\psi_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(\phi_i-\bar{\phi}_i)^2}$	1	-∞ a 1

Fonte: Elaboração própria

O EQ indica o quanto o erro varia em torno do erro absoluto. Conforme Drob e Picone (2000), EQ é um índice sensível à variabilidade natural das observações, está por sua vez depende fortemente da região geográfica e da estação climática. Segundo De Maria (2007), EQ torna-se mais relevante quanto se deseja prevenir grandes erros sistemáticos. Em geral, o EQ é menos preciso do que o erro absoluto, principalmente por conta que EQ penaliza quadraticamente os erros e os *outliers* (valores extremos dentro de uma série de dados).

Segundo Willmott (1982), a utilização do Ic é de grande valia principalmente por que EQ não informam o tamanho relativo da diferença sistemática, ou mesmo a natureza dessa diferença. Nesse índice o viés é completamente eliminado, há uma presença indireta do viés tanto no denominador como no numerador que atua como um removedor de viés.

Em relação ao R^2, este coeficiente mede quanto a variabilidade de uma variável é explicada pela variação da outra, servindo como uma descrição da qualidade do ajuste realizado. Entretanto deve-se ter parcimônia com seu uso, pois esse coeficiente depende do número de observações, tendendo a se elevar quando o número destas diminuem e valores repetidos na amostra levam a uma diminuição de R^2.

O NS determina a magnitude relativa da variância residual entre os dados simulados e os observados, isso permite a avaliação do poder preditivo de um modelo (MORIASI *et al.*, 2007). Segundo Machado e Vettorazzi (2003), o NS é um dos mais importantes critérios de avaliação de ajustes de modelos hidrológicos. Este índice de verificação de previsão pode variar de – ∞ a 1, quando NS igual a 1 indica uma correspondência perfeita entres os dados observados e modelados, quando NS igual a 0 entende-se que as previsões do modelo são tão precisas

quanto a média dos dados observados e se NS menor do que 0 tem-se que a média dos dados modelados não são tão boas quanto a média dos dados observados.

Além dos índices estatísticos indicados na Tabela 1, é usada a razão de verossimilhança (LR) para avaliar o desempenho das previsões. Para estima-la é necessário definir uma função de verossimilhança (L) tanto para climatologia dos dados observados como para cada ano previsto, dada conforme equação (32),

$$L(\theta') = \prod_{i=1}^{n} f_Y(y_1 \mid \theta') \tag{32}$$

em que θ' é um vetor de parâmentos estimados, $fy(y_1)$ é a função densidade de probabilidade (FDP) utilizada no ajuste dos dados. Para o cálculo da equação (32), duas FDP foram testadas, a *biweight* dada por,

$$f_Y(y \mid \theta') = \begin{cases} \frac{15}{16}(1 - y^2)^2 & se\ |y| \leq 1 \\ 0 & caso\ contrário \end{cases} \tag{33}$$

e a *gamma* dada por,

$$f_Y(y \mid \theta') = f(x \mid \alpha, \beta) = \frac{1}{\beta^{\alpha}\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, x > 0 \tag{34}$$

em que $\alpha > 0$ é o parâmetro de forma, $\beta > 0$ o parâmetro de escala, x é a variável aleatória em estudo e

$$\Gamma(x) = \int_0^{\infty} y^{\alpha-1} e^{-y} dy \tag{35}$$

a função gama.

Com isso, o cálculo de desempenho por LR da previsão com a climatologia observada é genericamente dado conforme equação (36),

$$LR = \left(\frac{L(\theta')_{previsão}}{L(\theta')_{climatologia}} \right)^{1/n} \tag{36}$$

em que n é o número de anos da série de previsão utilizadas. Se LR > 1, indica que a previsão é melhor que a climatologia e se LR < 1, tem-se que a previsão é pior que a climatologia.

5. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA PREVISÃO POR MODELAGEM DINÂMICA E ESTATÍSTICA

As previsões das precipitações na modelagem dinâmica realizadas no modo *forecast* foram realizadas para o período de 2004 a 2015, inicializadas com as condições de TSM global de OND e simuladas de janeiro a maio. Essas precipitações passaram por um processo de correção de viés, já explanado na metodologia, antes de serem acoplados no modelo SMAP previamente calibrado pela FUNCEME tendo como resultados as vazões previstas para os principais reservatórios

do SJM. O modelo semi-paramétrico k-vizinhos foi calibrado para o período de 1913 a 2002, tendo como variáveis preditoras as anomalias de TSM do ATN, ATS e NINO3 de OND para inicialização do modelo em janeiro e AMJ para inicialização do modelo em julho, as vazões previstas no final do processo foram para o período de 12 meses sequenciais inicialmente para o intervalo de 2004 a 2015.

Para o cálculo dos índices de desempenho, tanto as vazões previstas como as observadas foram agregadas anualmente pela mediana dos cinco primeiros meses do ano previsto para um intervalo de anos de validação que vai de 2004 a 2012, esse período serviu tanto para modelagem dinâmica como para o modelo estatístico.

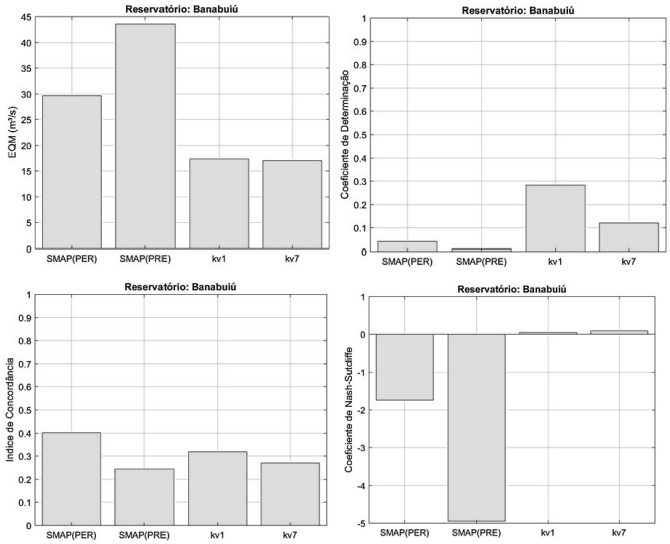
Para uma representação mais concisa dos modelos se adotou a sigla SMAP para representar a modelagem dinâmica acoplada e as abreviações PER para as precipitações previstas no modo *forecast* baseadas em TSM persistidas e PRE para as baseadas em TSM previstas, conforme explanado na metodologia da previsão dinâmica. A sigla "kv" usada para a modelagem estatística se refere a metodologia dos k-vizinhos, os períodos de inicialização das condições atmosféricas dos modelos foram representados pelo número inteiro que representa o mês, por exemplo julho (7), colocados logo após as siglas. Assim tem-se os modelos com as seguintes inicializações SMAP(PER), SMAP(PRE), kv1 e kv7.

A Figura 5 traz os índices de desempenho para o reservatório Banabuiú, mostrando que a modelagem estatística, em geral teve os melhores resultados, com os EQM em torno de 17 m^3/s tanto para os modelos inicializados em janeiro como em julho, com os maiores R^2, destacando-se o kv1. Pode-se destacar ainda que a configuração SMAP(PER) e SMAP(PRE) tiveram um NS fortemente negativo indicando que a média dos dados observados é uma ótima previsão frente a essa configuração.

Para o Castanhão, a Figura 6 mostra EQM elevado para todas as configurações, mas dessas a que teve maior valor foi a SMAP(PRE), este também teve um NS destoante em relação as demais configurações, observando esse mesmo índices nota-se que a configuração SMAP(PER) foi a que teve menor EQM, em torno de 60 m^3/s, e maior NS, apesar do mesmo ainda ser considerado um valor baixo. Em relação ao Ic, novamente se tem a SMAP(PER) como a melhor entre todas as outras configurações, atingindo o valor de 0,8. Esse tipo de resultado mostra a forte influência das TSM na inicialização dos modelos dinâmicos afetam essa região.

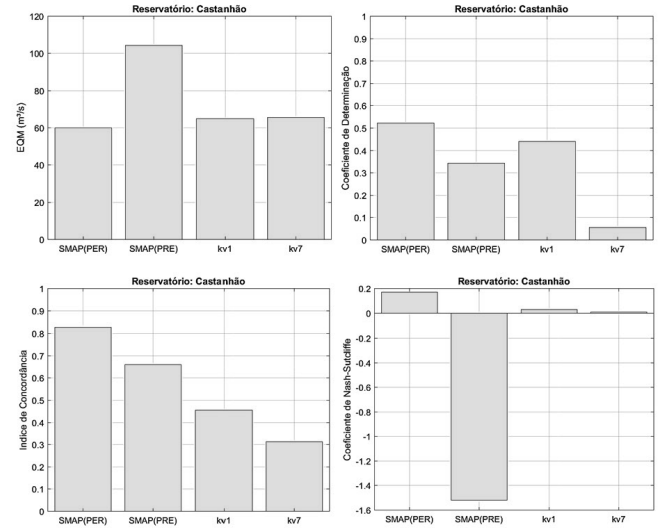
No Orós, Figura 7, o kv7 é o que tem a maioria dos índices de desempenho apontando para melhores resultados, mas ainda assim não é possível fazer muita distinção da previsão em relação à média observada. A pior configuração é SMAP(PRE), dada a combinação dos índices de desempenho, com destaque para o EQM com valores próximos a 60 m^3/s e para o NS com valor menor que -10.

Figura 5 – Índices de desempenho dos modelos dinâmicos e estatísticos para o reservatório Banabuiú.



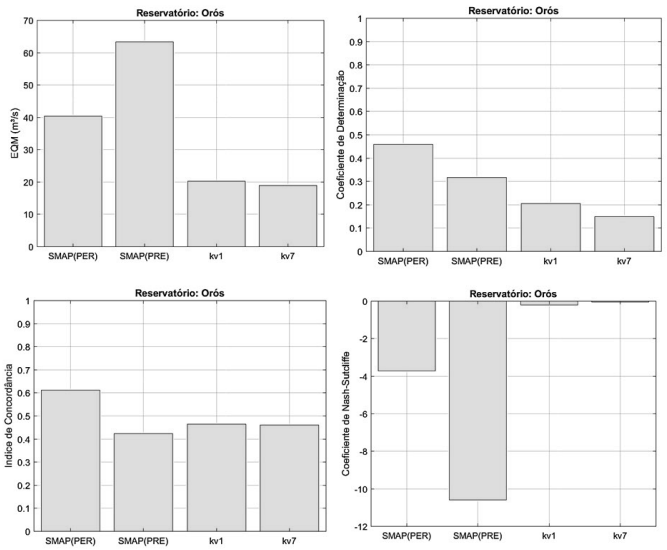
Fonte: Elaboração própria

Figura 6 – Índices de desempenho dos modelos dinâmicos e estatísticos para o reservatório Castanhão.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 7 – Índices de desempenho dos modelos dinâmicos e estatísticos para o reservatório Orós.



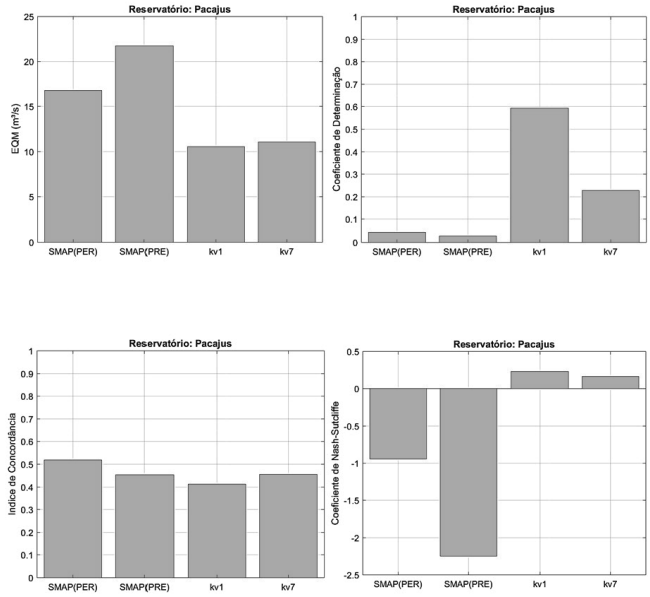
Fonte: Elaboração própria.

A Figura 8 corresponde aos índices de desempenho para o reservatório Pacajus, aqui nota-se que os modelos estatísticos estão apontando para resultados mais promissores, sendo destes o que inicializa em janeiro ligeiramente superior aos demais. A configuração SMAP(PRE) é a que se mostra com maiores deficiências de desempenho, com EQM por volta de 20 m^3/s, R^2 próximo a 0, e NS entre -2 e -2,5.

Para o conglomerado de pequenos reservatórios, Pacoti, Riachão e Gavião, verifica-se na Figura 9 que a configuração SMAP(PER) tem o pior desempenho, com maior EQM, por volta de 13 m^3/s, um R^2 próximo a 0,1, e NS negativo próximo a -1,5, demonstrando a sua baixa destreza para previsão sazonal. A composição kv1 teria um comportamento mediano se observado apenas as métricas EQM, R^2 e Ic, porém o NS é negativo, assim como todas as outras configurações adotadas. Essa baixa destreza generalizada de todos modelos em estudo para esse conglomerado provavelmente ocorre por conta de modelos computacionais não conseguirem representar bem regiões de áreas muito pequenas.

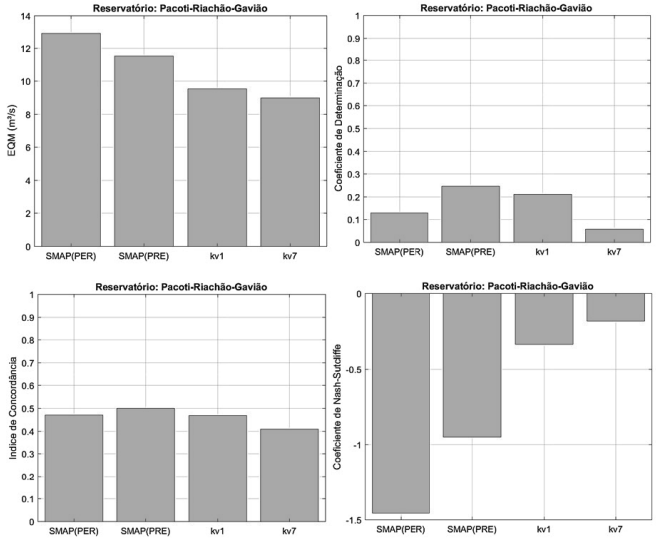
Além desses índices, conforme explanado na metodologia também foi calculado a razão de verossimilhança, que pode inclusive ser um índice de desempenho mais representativo que os demais, visto que a sua maneira de calcular leva em consideração a probabilidade dos valores dentro de uma distribuição.

Figura 8 – Índices de desempenho dos modelos dinâmicos e estatísticos para o reservatório Pacajus.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 9 – Índices de desempenho dos modelos dinâmicos e estatisticos para o conglomerado Pacoti, Riachão e Gavião.



Fonte: Elaboração própria.

Tabela 2 – Razão de verossimilhança das vazões previstas pela modelagem dinâmica para os reservatórios do SJM.

Reservatório	*TSM*	*FDP*	
		Biweight	*Gamma*
Banabuiú	PER	0,01	0,88
	PRE	0,87	0,94
Castanhão	PER	1,30	1,30
	PRE	1,07	1,01
Orós	PER	0,02	0,56
	PRE	0,79	0,79
Pacajus	PER	0,00	0,00
	PRE	0,17	0,69
Pacoti-Riachão-Gavião	PER	0,00	0,00
	PRE	0,00	0,00

Fonte: Elaboração própria

Tabela 3 – Razão de verossimilhança das vazões previstas pelo método dos k-vizinhos para os reservatórios do SJM.

Reservatório	*Condições*	*FDP*	
		Biweight	*Gamma*
Banabuiú	Janeiro	1,25	1,26
	Julho	1,25	1,25
Castanhão	Janeiro	1,34	1,25
	Julho	1,23	1,22
Orós	Janeiro	0,89	0,94
	Julho	1,05	0,86
Pacajus	Janeiro	1,22	1,13
	Julho	1,10	1,07
Pacoti-Riachão-Gavião	Janeiro	1,04	0,69
	Julho	0,85	0,79

Fonte: Elaboração própria

Por essa análise, na RHJ composta pelos reservatórios Banabuiú, Castanhão e Orós para efeitos desse estudo, e na RMF constituída pelos reservatórios, Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião, nota-se que o modelo estatístico tende a se sobressair em relação a modelagem dinâmica acoplada, tendo indicadores ligeira-

mente melhores o método do k-vizinhos com inicialização em janeiro.

6. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA PREVISÃO POR REDES NEURAIS DO TIPO MISO

As previsões sazonais de vazões por redes neurais adotaram uma abordagem, até o momento, diferente das demais previsões anteriormente realizadas em diversos aspectos. Trabalhou-se três estruturas de rede (ELM-LMS, ELM-RLS e MLP) para previsão das agregações sazonais dos dados de vazão para cada reservatório que compõe a região. Utilizou-se para treinamento das redes cerca de 90% das vazões observadas (1914 a 2003), restando 10% para generalização e validação do modelo, o que corresponde a 9 anos (2004 a 2012).

Para as RNA as múltiplas entradas foram as anomalias do ATN, ATS e NINO3 de OND para inicialização do modelo em janeiro e AMJ para inicialização do modelo em julho com defasagem de dois e um ano antes do ano que se deseja prever, além desses, a vazão média do primeiro semestre do ano anterior ao da vazão que se deseja prever agregada através da soma do todos os reservatórios que compõem o SJM também foi utilizada, totalizando sete entradas nas RNA. Essa configuração foi adotada após exaustivos testes das entradas que geravam melhores resultados. A saída desses modelos corresponde a previsão de um único ano de vazão semestral. Com essas configurações de entrada e saída foi rodada a previsão para cada reservatório do SJM.

Para avaliação de performance, computou-se os índices de desempenho conforme Tabela 1 para um máximo de neurônios ocultos na camada intermediária, a fim de identificar qual o número de neurônios que melhor se adequa ao problema, qual a estrutura com melhor desempenho e as diferenças entre o período de generalização (gen) e de treinamento (tr).

A Figura 10, mostra o reservatório Banabuiú com previsões inicializadas em janeiro, que o algoritmo que usa a regra de aprendizagem LMS se mantive com EQM praticamente constantes independente do número de neurônios tanto no período de treinamento como no de generalização. Ainda em relação ao EQM, notou-se que a regra ELM-RLS no período de treinamento teve uma redução à medida que foram aumentando os números de neurônios, no período de generalização a mesma oscilou sobre um valor médio de 300 m^3/s, tem-se ainda que a rede ELM-RLS é a que em geral apresenta os melhores valores de índices de desempenho em ambos os períodos, dentro desta pode-se destacar ainda a rede com 11 neurônios na camada oculta para o período de validação, com R^2 de aproximadamente 0,5, Ic maior que 0,7 e NS de aproximadamente 0,4.

A Figura 11, mostra para o reservatório Banabuiú com previsões inicializadas em julho, nitidamente um problema na rede MLP em ambos os períodos de análise, com destaque para os valores de Ic praticamente nulos para qualquer q seja a quantidade de neurônios ocultos e NS se sobressaindo nos valores negativos.

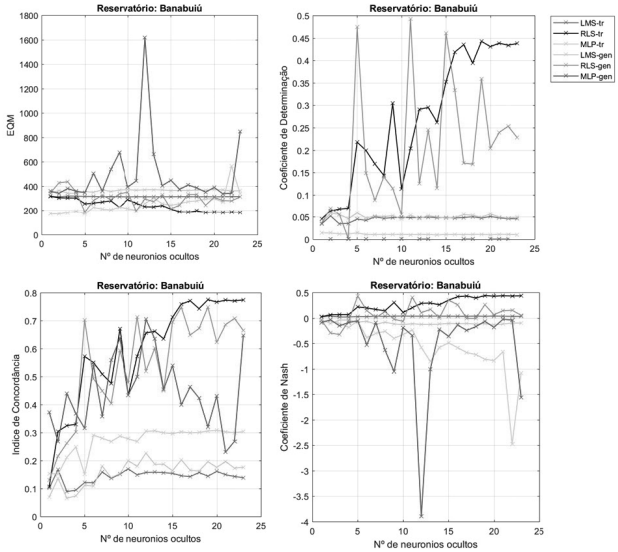
Contrário ao desempenho da rede MLP, tem-se a regra ELM-RLS que apresenta, EQM tendendo a diminuir a medida que se aumenta o número de neurônios ocultos, no período de generalização a rede com 13 neurônios é a que tem menor EQM, R^2 indicando que essa configuração de parâmetro explica mais de 60% dos dados observados, Ic mostrando que os dados concordam em mais de 70% do tempo previsto e NS se destacando em relação as demais configurações.

A Figura 12, trata do desempenho para o reservatório Castanhão inicializado com as condições de janeiro, em que no período de treinamento verifica-se o algoritmo de aprendizagem RLS como sendo as que possui os melhores índices de desempenho entre todas as outras RNA para o mesmo período. Focando no período de validação, tem-se q a regra ELM-RLS continua demonstrando ter o melhor desempenho, principalmente a partir a rede com 6 neurônios na camada oculta, entretanto a que tem maior potencial de ser utilizada nos próximos passos desse estudo é a rede com 11 neurônios na camada escondida, similar ao reservatório Banabuiú com mesma condição de inicialização.

Na Figura 13, as simulações inicializadas com as condições de julho para o reservatório Castanhão, pode-se observar para o EQM que durante o período de treinamento todas as RNA variam pouco, sendo que a regra ELM-RLS tende a diminuir esse índice de desempenho a medida que se aumenta o número de neurônios na camada oculta, essa melhora no índice de desempenho também ocorre para os outros demais índices analisados. No período de generalização, o pior desempenho foi o da rede MLP que apresentou grandes oscilações de EQM e NS negativo em todas as configurações de neurônios ocultos, o melhor desempenho foi o do algoritmo de aprendizagem LMS, podendo-se destacar a rede como 17 neurônios o menor EQM, um Ic de 0,6 com os dados observados e NS positivo.

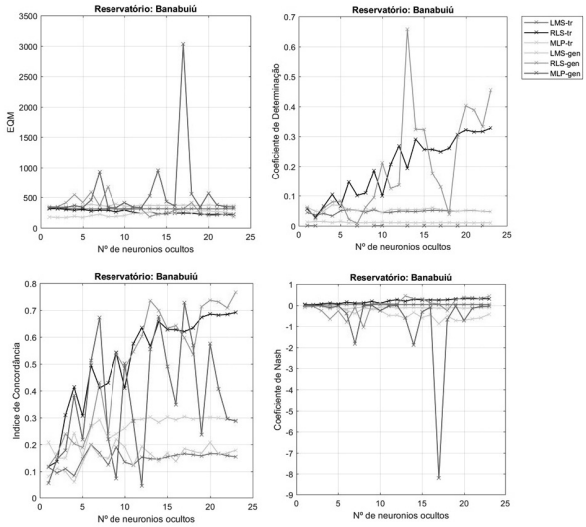
A simulação do reservatório Orós, inicializada como as condições de janeiro, apresenta conforme Figura 14 EQM bem estável e com baixos valores para o período treinamento das RNA, na generalização o ELM-LMS sofre pequenas variações de EQM e as estruturas ELM-RLS e MLP encontram-se em fase. Em relação ao R^2, pode-se destacar a regra ELM-RLS em ambos os períodos de análise que atinge valores superiores a 0,5 para algumas configurações de neurônios ocultos. No Ic as redes MPL e ELM-RLS no período de validação, se alternam no quesito melhor concordância com os dados observados. O NS por sua vez possibilita a escolha da melhor rede e configuração do parâmetro neurônio, sendo este a rede ELM-RLS com 16 neurônios ocultos.

Figura 10 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Banabuiú com TSM inicializadas em janeiro.



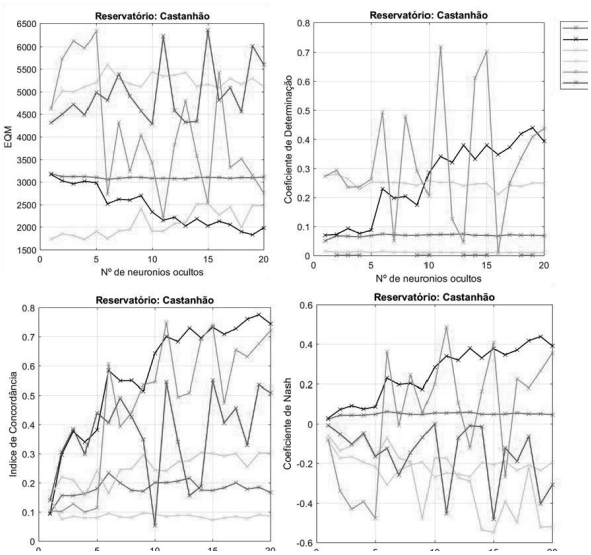
Fonte: Elaboração própria.

Figura 11 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Banabuiú com TSM inicializadas em julho.



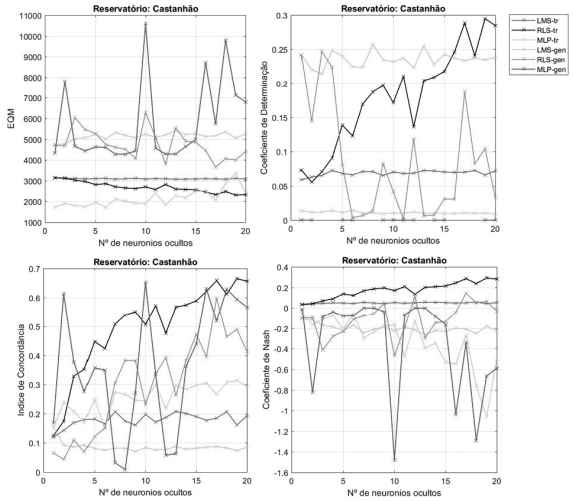
Fonte: Elaboração própria.

Figura 12 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Castanhão com TSM inicializadas em janeiro.



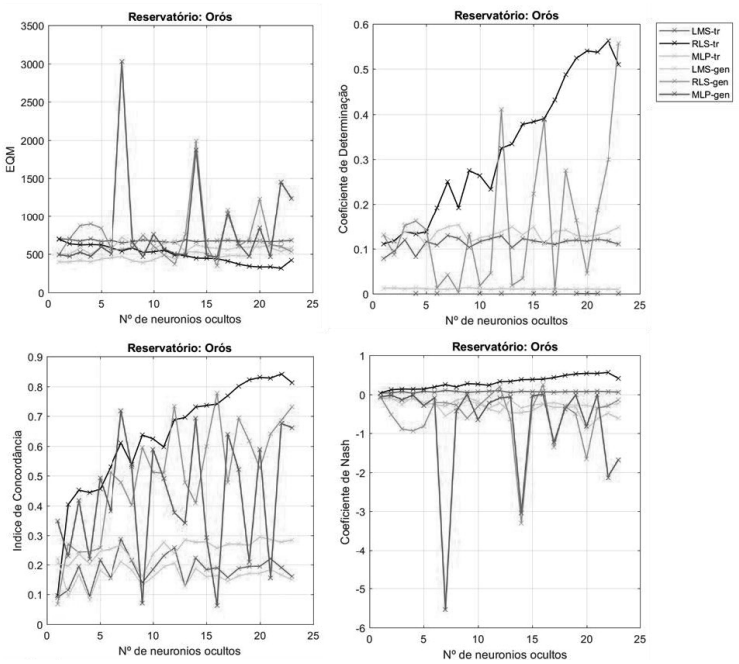
Fonte: Elaboração própria.

Figura 13 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Castanhão com TSM inicializadas em julho.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 14 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Orós com TSM inicializadas em janeiro.

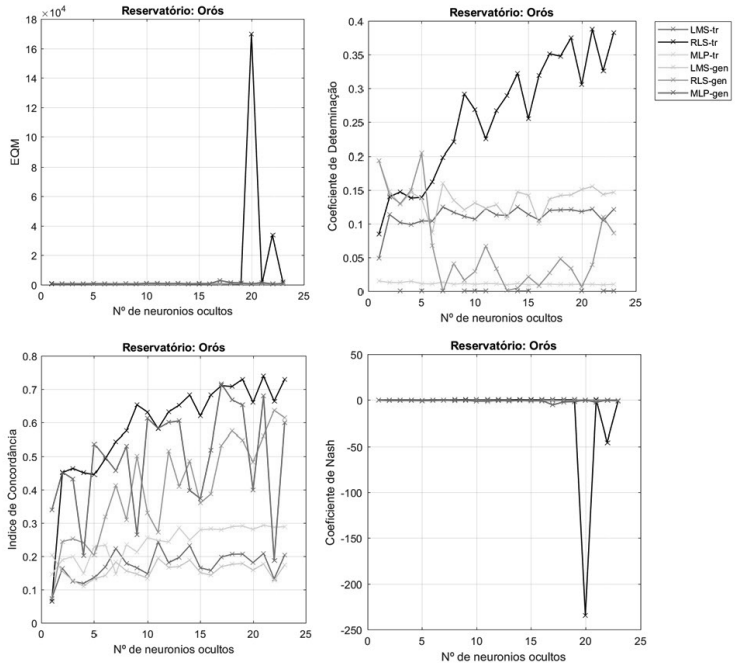


Fonte: Elaboração própria.

Inicializada como as condições de julho, a simulação do reservatório Orós, apresenta conforme Figura 15 problemas na visualização do índices EQM e NS devido a um "estouro" desses parâmetros na configuração com 20 e 22 neurônios da regra ELM-RLS durante período de treinamento, entretanto isso não afetou as demais redes e configurações, podendo os valores dos índices serem avaliados numericamente sem nenhum prejuízo. Dos índices de desempenho que não apresentaram esse problema gráfico, verifica-se melhores R^2 no período de validação na regra ELM-LMS e melhores valores de Ic a rede MLP. Na busca de seguir o padrão de adotar a ELM-RLS, que tem se destacado das demais estruturas de rede no período de validação dos outros reservatórios que compõem RHJ, adotou-se a configuração com 22 neurônios ocultos, que possui uma concordância com mais de 60% das vazões observadas, para os próximos passos desse estudo.

A Figura 16, mostra o desempenho para o reservatório de Pacajus com inicialização em janeiro, em que é possível verificar que a regra ELM-RLS durante treinamento é que tem melhor EQM, R^2, Ic e NS para praticamente todas as configurações de neurônios ocultos. Na validação a regra ELM-RLS destaca-se para a configuração de 8 neurônios ocultos, única com nash positivo.

Figura 15 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Orós com TSM inicializadas em julho.

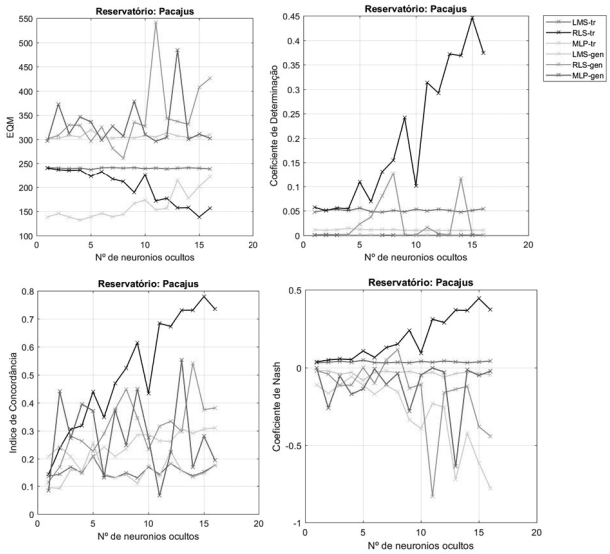


Fonte: Elaboração própria.

Para o reservatório Pacajus inicializado com condições de julho, Figura 17, no período de generalização as estruturas ELM-RLS e MLP mostram EQM de comportamento similar até a parâmetros de 10 neurônios na cama oculta, a partir daí o algoritmo RLS tende a ter valores menores, com destaque para a rede com 13 neurônios na camada oculta. Essa mesma configuração apresenta o maior de R^2, o melhor valor de concordância com os dados observado (cerca de 68%) e o NS próximo a 0,4. O pior desempenho foi verificado na estrutura de rede MLP, que apesar de apresentar uma configuração onde o Ic pode chegar a valores maiores que 0,6, apresenta valores negativos para o NS para qualquer que seja o número de neurônios analisados.

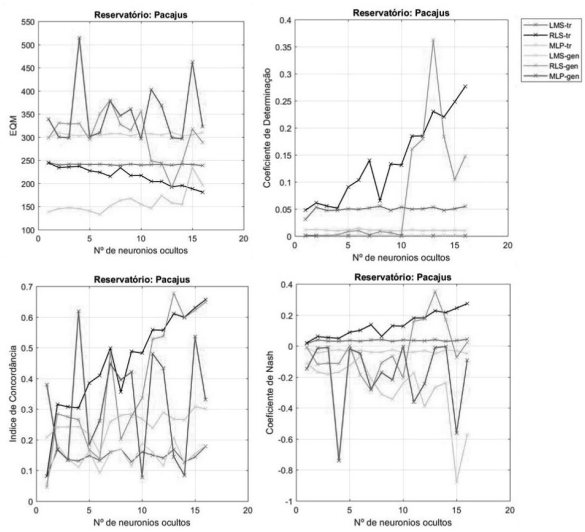
No conglomerado de reservatórios Pacoti-Riachão-Gavião inicializado com condições de janeiro, Figura 18, o pior desempenho durante período de generalização é o da rede MLP apesar de apresentar Ic de classificados como moderados, o melhor desempenho durante esse mesmo período é do algoritmo de aprendizagem RLS, apesar de apresentar Ic menores que os da rede MLP, a configuração com 9 neurônios na camada oculta é que mais se destaca por EQM menor que 80 m^3/s, Ic com 0,6 e NS de aproximadamente 0,1.

Figura 16 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Pacajus com TSM inicializadas em janeiro.



Fonte: Elaboração própria.

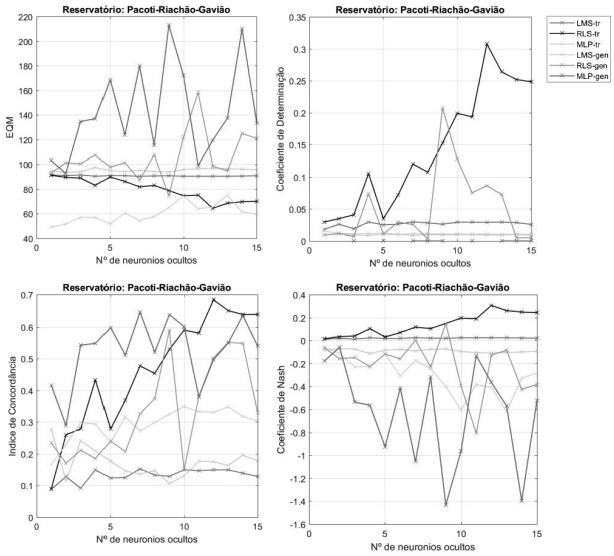
Figura 17 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o reservatório Pacajus com TSM inicializadas emjulho.



Fonte: Elaboração própria.

O conglomerado de reservatórios Pacoti-Riachão-Gavião inicializado com condições de julho, Figura 19, no período de validação o menor EQM foi o da regra ELM-RLS contendo 10 neurônio ocultos, o maior R^2 veio dessa mesma configuração, assim como o melhor NS Em relação ao Ic, a configuração que obteve o melhor índice foi com 11 neurônios ocultos, entretanto nos demais índices de desempenho a configuração contendo 10 neurônio na camada oculta foi melhor.

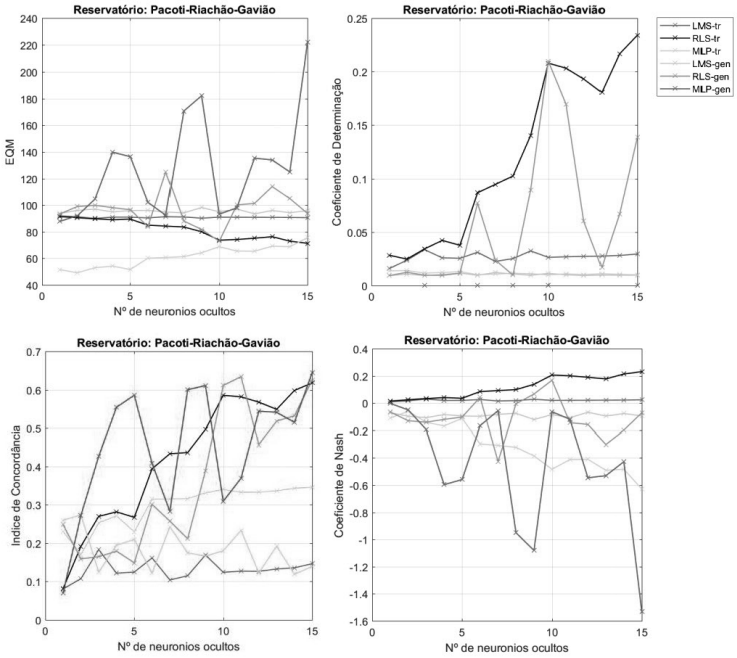
Figura 18 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o conglomerado Pacoti--Riachão-Gavião com TSM inicializadas em janeiro.



Fonte: Elaboração própria.

Com isso, pode-se afirmar que a rede ELM-RLS é a que tem a melhor performance tanto sobre a RHJ como sobre a RMF, sendo esta utilizada posteriormente para a realização de desagregação mensal das vazões do primeiro semestre de cada ano previsto, bem como o que será utilizado como posterior componente do ensemble dos modelos de previsão. A Tabela 4 mostra uma síntese das configurações da rede ELM-RLS tidas como as mais promissoras ou de melhor desempenho para cada reservatório e período de inicialização.

Figura 19 – Índices de desempenho das estruturas de redes neurais ELM-LMS, ELM-RLS e MLP com variações da camada oculta para o conglomerado Pacoti--Riachão-Gavião com TSM inicializadas em julho.



Fonte: Elaboração própria.

Tabela 4 - Síntese do número de neurônios ocultos da rede ELM-RLS que tiveram melhores desempenhos estatísticos.

	Reservatórios				
	Banabuiú	**Castanhão**	**Orós**	**Pacajus**	**Pacoti-Riachão-Gavião**
Janeiro	11	11	16	8	9
Julho	13	17	22	13	10

Fonte: Elaboração própria.

6.1 BOOTSTRAP DA REDE ELM-RLS E SEU DESEMPENHO

Sabendo-se qual a RNA e as melhores configurações destas para cada reservatório do SJM, foram feitas previsões para o período de 1974 a 2013 da média do primeiro semestre de cada ano de maneira ininterrupta. Após a obtenção desses valores dividiu-se os dados de vazões obtidas em dois períodos semelhantes

aos da previsão dinâmica no modo hindcast e forecast, ou seja, nos intervalos de anos de 1974 a 2000 e entre 2004 a 2013. Ambos os intervalos passaram por um processo de desagregação do valor médio, obtendo-se no final uma série decomposta com 162 meses e 60 meses para cada intervalo de anos, respectivamente.

De posse das séries desagregadas para cada reservatório, a técnica de bootstrap dos resíduos foi aplicada conforme explanada na seção referente a metodologia,

sendo que o período de amostragem dos erros foi obtido no intervalo de maior quantidade de anos e depois reamostrados tanto para o período de maior intervalo de tempo a qual foi feito soma com a vazão mensal prevista de 1974 a 2000, como para o período de menor intervalo em que foi feito a soma da vazão mensal prevista de 2004 e a 2013. Trinta amostras bootstrap foram geradas para cada período de séries decompostas afim de se obter membros para realização do ensemble dos dados de vazões.

Com as amostras, para avaliar o desempenho do *bootstrap* da rede ELM-RLS calculou-se a razão de verossimilhança, a Tabela 5 mostra esse índice para duas funções de densidade, *biweight* e *gamma*, tanto para rede com condições de inicialização em janeiro como em julho.

Assim, tem-se que o bootstrap teve um desempenho classificado como satisfatório em quase todos os reservatórios, exceto para o Castanhão com condições de inicialização em julho, atingindo índice de 0,01 para FDP *biweight* e 0,83 para a FDP *gamma*, ambas indicando que a informação advinda dessas amostras são equivalentes a climatologia observada. Outro resultado interessante que pode ser extraído é que o bootstrap indicou um ganho da previsão em relação a média dos dados observados para os reservatórios de pequeno porte, principalmente para o conglomerado Pacoti-Riachão-Gavião, sendo mais satisfatório que as modelagens dinâmica e estatística antes utilizadas.

Da Tabela 5 ainda é possível extrair que a FDP biweigth é a que melhor se ajusta ao bootstrap da vazão da maioria dos reservatórios, entretanto não muito distante da FDP gamma, indicando que ambas podem representar bem a distribuição dos dados de vazão.

Tabela 5 – Razão de verossimilhança das vazões previstas pela rede ELM-RLS associado a um bootstrap dos resíduos para os reservatórios do SJM.

Reservatório	**Condições**	**FDP**	
		Biweight	***Gamma***
Banabuiú	Janeiro	1,21	1,18
	Julho	1,05	1,09
Castanhão	Janeiro	1,11	1,15
	Julho	0,01	0,83

Orós	Janeiro	1,28	1,09
	Julho	1,19	1,20
Pacajus	Janeiro	1,05	1,03
	Julho	1,29	1,09
Pacoti-Riachão-Gavião	Janeiro	1,29	1,10
	Julho	1,06	1,04

Fonte: Elaboração própria

7. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA PREVISÃO POR ENSEMBLE

Há diversas configurações possíveis para se formar um superconjunto, pois como já visto os modelos aqui em análise possuem em geral dois modos de inicialização, sendo SMAP(PER) e SMAP(PRE) para o modelo dinâmico, kv1 e kv7 para o modelo estatístico, tais nomenclatura de sigla foram definidas anteriormente na seção 5.2.1. Em relação aos dados de redes neurais, assim como a modelagem estatística têm inicialização em janeiro e em julho, e como o algoritmo de aprendizagem que se sobressaiu na análise de desempenho das redes neurais foi o RLS, definiu-se as sigla rls1 e rls7 para representação.

Para avaliação de desempenho do superconjunto foi feita uma agregação dos meses de janeiro a maio, para o intervalo de tempo de 2004 a 2012, através da mediana obtendo-se vazões medianas para cada ano, isso foi feito para os 30 membros das vazões "bootstrapadas" da previsão de estrutura de rede neural EL-M-RLS, para os 30 membros da modelagem estatística e para os 10 membros da modelagem dinâmica acoplada que foram repetidos mais duas vezes cada membro no intuito de se totalizar 30 membros, fazendo com que a matriz de *ensemble* possua 90 membro equiprováveis.

As matrizes de *ensemble* equiprováveis (EQP) foram agrupadas conforme Tabela 6 que identifica quais configurações dos modelo foram adotadas, bem como a nomenclatura arbitrada para cada superconjunto formado. Em seguida, os índices de desempenhos foram calculados com base nessa matriz.

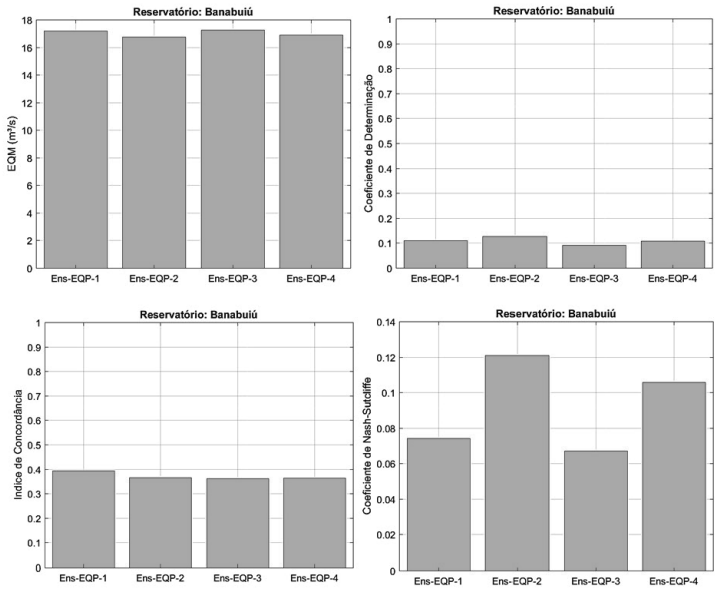
As Figuras 20 a 24 mostram o desempenho dado por cada configuração de agrupamento do pooled ensemble de cada um os reservatórios que formam o SJM. A Figura 20 indica que para o reservatório Banabuiú, EQM em torno dos 17 m^3/s na formação de todos ensemble equiprováveis, R^2 baixo por volta de 0,1, Ic estáveis atingindo aproximadamente 0,4 e NS baixos, mostrando que não houve uma grande melhora da previsão em relação aos modelos individualizados do agrupamento.

Tabela 6 – Configuração de agrupamento para realização de *pooled ensemble*.

Ensemble	Agrupamentos
Ens-EQP-1	SMAP(PER) + kv1 + rls1
Ens-EQP-2	SMAP(PRE) + kv1 + rls1
Ens-EQP-3	SMAP(PER) + kv7 + rls7
Ens-EQP-4	SMAP(PRE) + kv7 + rls7

Fonte: Elaboração própria.

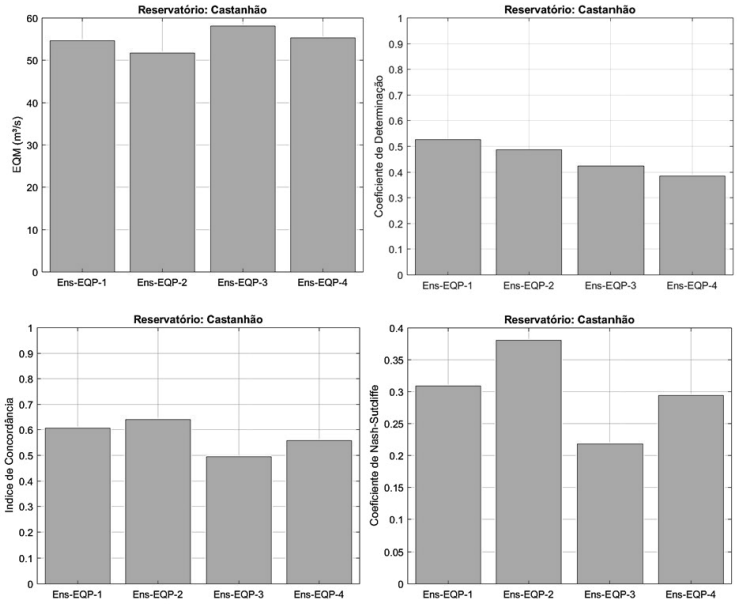
Figura 20 – Índices de desempenho das configuração de agrupamento do pooled ensemble para o reservatório Banabuiú.



Fonte: Elaboração própria.

Para o Castanhão, Figura 21, o EQM não sofre grandes variações, com todas as configurações ficando com EQM entre 50 m^3/s e 60 m^3/s, o R^2 de melhor desempenho foi o do Ens-EQP-1, o Ic que mais se sobressaiu foi o do Ens-EQP-2 mostrando concordância dos dados previstos pelo superconjunto com mais de 60% dos dados observados, o Ens-EQP-2 foi também o que teve o maior NS, demonstrando uma melhora nas vazões prevista em relação aos modelos individuais desse agrupamento.

Figura 21 – Índices de desempenho das configuração de agrupamento do *pooled ensemble* para o reservatório Castanhão.

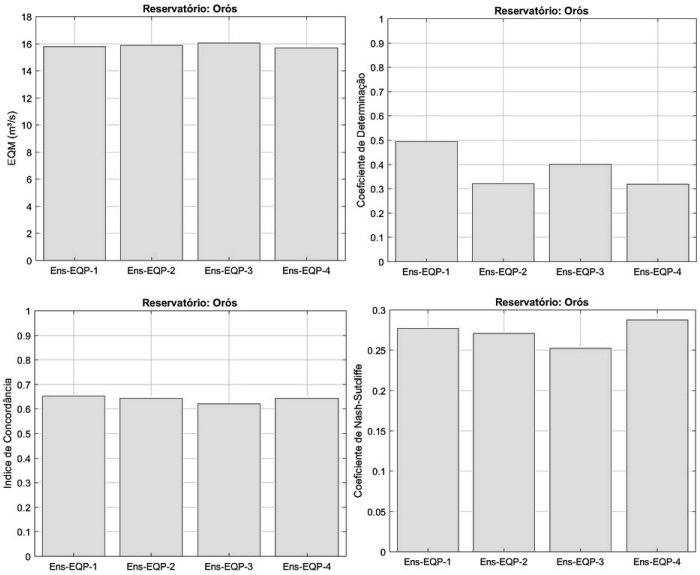


Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 22, os índices de desempenho do reservatório Orós mostraram, EQM que praticamente não se diferencia em todas as configurações de agrupamento, o mesmo ocorre com o Ic com valores bem próximos a 0,65 indicando uma boa concordância com a mediana das vazãos observadas. No R^2 destaca-se o Ens-EQP-1 explicando aproximadamente 50% dos dados de vazão observada. No NS não há grandes variações, porém o que mais se sobressaiu foi o Ens-E-QP-4. O pooled ensemble para o Orós mostrou um ganho na qualidade de previsão para todas as configurações de agrupamento mostradas na Tabela 7.

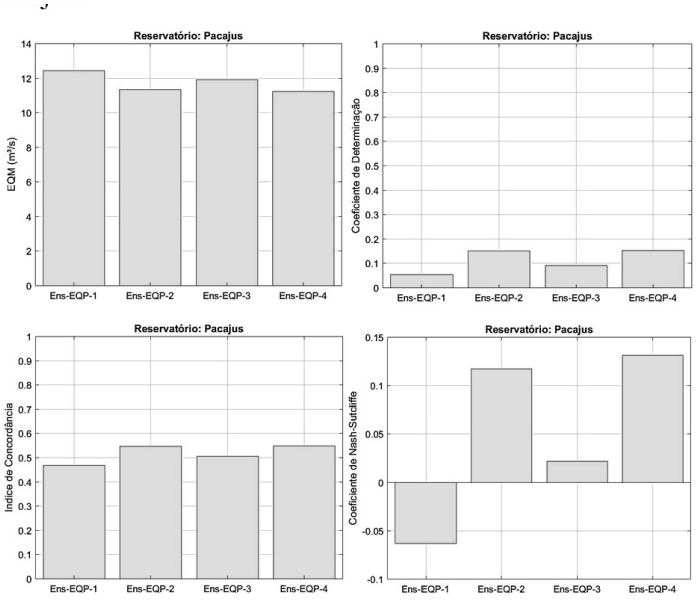
As configurações de agrupamento para Pacajus, Figura 23, mostraram uma ligeira melhora do EQM, porém houve uma diminuição do R^2 em relação as configurações individuais de cada grupo. O NS mostrou que os grupos de pooled ensemble, em geral, foram melhores do que a modelagem dinâmica, porém a modelagem estatística e a RNA utilizada mostraram-se de melhor qualidade que a dos agrupamentos, isso provavelmente ocorre devido a modelagem dinâmica está puxando a destreza do agrupamento para baixo.

Figura 22 – Índices de desempenho das configuração de agrupamento do *pooled ensemble* para o reservatório Orós.



Fonte: Elaboração própria.

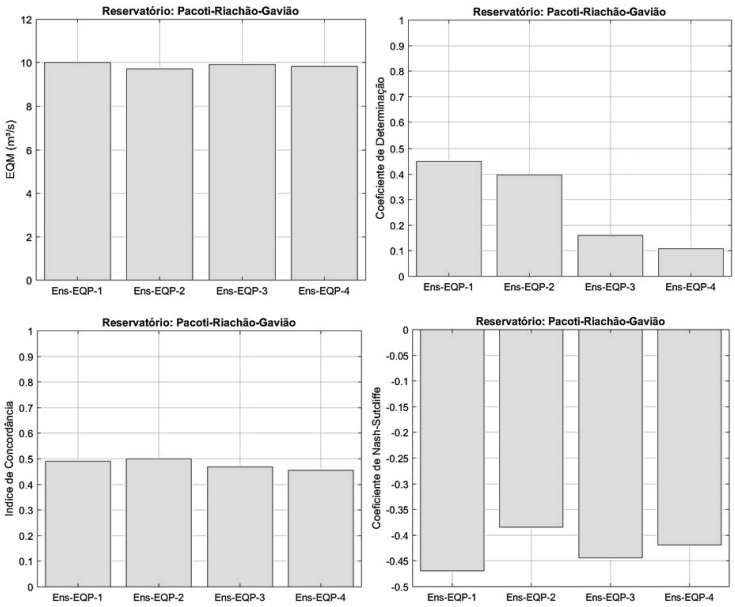
Figura 23 – Índices de desempenho das configuração de agrupamento do *pooled ensemble* para o reservatório Pacajus.



Fonte: Elaboração própria.

Para o conglomerado Pacoti-Riachão-Gavião, Figura 24, os agrupamentos apenas refletem o desempenho dos modelos individuais, ou seja, como a destreza de todos os modelos individuais foram baixas para essa região não haveria como o resultado do *ensemble* ser diferente.

Figura 24 – Índices de desempenho das configuração de agrupamento do *pooled ensemble* para os reservatórios Pacoti-Riachão-Gavião.



Fonte: Elaboração própria.

Em relação, a razão de verossimilhança calculada para todos os ensembles a Tabela 7 mostra que em geral houve um aumento de ganho de previsão em relação das modelagens individuais, em que a LR atingiu valor máximo de 1,44 no reservarório Castanhão e o valor mínimo de 0,72 em reservatórios de pequeno porte.

Nota-se ainda que ensembles preferencialmente com condições de inicialização em janeiro, Ens-EQP-1 e Ens-EQP-2, tendem a ser melhores que os ensemble preferencialmente inicializados em julho, Ens-EQP-3 e Ens-EQP-4. Outra característica relacionada as FDP é que a biweight foi a que melhor se ajustou aos membros do ensemble em todos os reservatórios do SJM, entratanto a função gamma ainda indica bom ajuste aos membros, principalmente par região do Jaguaribe.

Tabela 7 – Razão de verossimilhança das vazões previstas pelo *pooled ensemble* para os reservatórios do SJM.

Reservatório	*Ensemble*	FDP	
		Biweight	*Gamma*
Banabuiú	Ens-EQP-1	1,22	1,05
	Ens-EQP-2	1,27	1,14
	Ens-EQP-3	1,22	1,13
	Ens-EQP-4	1,23	1,21
Castanhão	Ens-EQP-1	1,44	1,38
	Ens-EQP-2	1,40	1,35
	Ens-EQP-3	1,30	1,25
	Ens-EQP-4	1,26	1,13
Orós	Ens-EQP-1	1,38	1,21
	Ens-EQP-2	1,26	1,12
	Ens-EQP-3	1,36	1,20
	Ens-EQP-4	1,23	1,09
Pacajus	Ens-EQP-1	1,05	1,01
	Ens-EQP-2	1,08	0,92
	Ens-EQP-3	1,18	1,10
	Ens-EQP-4	1,16	1,02
Pacoti-Riachão-Gavião	Ens-EQP-1	1,05	0,72
	Ens-EQP-2	1,04	0,73
	Ens-EQP-3	0,99	0,73
	Ens-EQP-4	0,97	0,73

Fonte: Elaboração própria

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, C. B. C. **Previsão de vazão para o açude Orós a partir de dados hidrometeorológicos utilizando perceptrons**. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Civil, Fortaleza, 2013.

BLOCK, P. J.; SOUZA FILHO, F. A.; SUN, L.; KWON, H. A. Streamflow Forecasting Framework Using Multiple Climate and Hidrological Models. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n.4, p. 828-843, 2009.

CHEN, C.; COTTON, W. R. A one-dimensional simulation of the stratocumulus-capped mixed layer. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 25, p. 289-321, 1983.

COGERH. Análises hidrológicas e operação de hidrossistema: Regularização de vazões. UFC/COGERH/FCPC: **Estudos Técnicos e Projetos para Requalificação das Ações de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará**, 2013.

DE MARIA, P. H. S. Modelagem numérica em alta resolução para previsão de geração de energia eólica no Ceará. Dissertação (Mestrado em Ciências Físicas Aplicada) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza-CE, 2007.

DROB, D. P.; PICONE, J. M. Statistical performance measures of the HWM-93 and MSISE-90 empirical atmospheric models and the relation to infrasonic CTBT monitoring. In: **ANNUAL SEISMIC RESEARCH SYMPOSIUM**, New Orleans, Louisiana, USA. Anais... New Orleans, Louisiana, 2000.

HARRINGTON, J. Y. **The effects of radiative and microphysical processes on simulated warm and transition season arctic stratus**. Tese (Doutorado) - Colorado State University, Colorado, 1997.

JUANG, H.-M. H.; KANAMITSU, M. The NMC nested regional spectral model. **Monthly Weather Review**, v.122, p.3-26, 1994.

HAGEDORN, R.; Doblas-Reyes, F.J.; Palmer, T.N. The Rationale Behind the Success of Multi-Model Ensembles in Seasonal Forecasting. Part I: Basic Concept. **Tellus 57A**, p. 219-233, 2005.

HASTENRATH, S. Prediction of Northeast Brazil rainfall anomalies. Journal of Climate, v. 3, 893-904, 1990.

HORTA, E. G. **Aplicação de máquinas de aprendizado extremo ao problema de aprendizado ativo**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Belo Horizonte, 2015.

KANAMITSU, M.; ALPERT, J. C.; CAMPANA, K. A.; CAPLAN, P. M.; DEAVEN, D. G.; IREDELL, M.; KATZ, B.; PAN, H.-L.; SELA, J.; WHITE, G. H. Recent Changes Implemented into the Global Forecast System at NMC.**Weather and Forecasting**, 6(3),p.425-435, August 1991. DOI: 10.1175/1520-0434(1991)006<0425:RCIITG>2.0.CO;2

LIMA, R. O. **Redes neurais artificiais para reconhecimento de faces: Uma análise comparativa do compromisso entre desempenho e custo computacional**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia de Teleinformática, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Teleinformática, Fortaleza, 2010.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR., B. P. F.; CONEJO, J. G. L. A. Simulação Hidrológica: Aplicações de um Modelo Simplificado. In: **Anais do III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Fortaleza: [s.n.], p. 42-62, 1981.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. Simulação da produção de sedimen-

tos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p.735-741, 2003.

MENEZES JUNIOR, J. M. P. **Redes neurais dinâmicas para predição e modelagem não linear de séries temporais**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Teleinformática, Fortaleza, 2006.

MENEZES JUNIOR, J. M. P. **Contribuições ao problema de predição recursiva de séries temporais univariadas usando redes neurais recorrentes**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Teleinformática, Fortaleza, 2012.

MENEZES JUNIOR, J. M. P.; BARRETO, G. A. Long-term time series prediction with the NARX network: An empirical evaluation. **Neurocomputing**, v. 71, p. 3335 – 3343, 2008.

MOURA, A. D.; SHUKLA, J. On the dynamics of droughts in northeast Brazil: Observations, theory and numerical experiments with a general circulation model. **Journal of the Atmospheric Sciences**, 38, 2653-2675, 1981.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)**, v. 50 (3), p. 885–900, 2007.

OLIVEIRA, F. L. C. **Nova abordagem para geração de cenários de afluências no planejamento da operação energética de médio prazo**. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Centro Técnico Científico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Rio de Janeiro, 2010.

PIELKE, R. A.; COTTON, W. R.; WALKO, R. L.; TREMBACK, C. J.; LYONS, W. A.; GRASSO, L. D.; NIEHOLLS, M. E.; MORAN, M. D.; WESLAY, D. A.; LEE, T. J.; COPELAND, J. H. A. Comprehensive meteorological modeling system – RAMS. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 49, n. 1, p. 69-91, 1992.

REIS JUNIOR, D. S.; MARTINS, E. S. P. R.; NASCIMENTO, L. S. V.; COSTA, A. A.; ALEXANDRE, A. M. B.; FIRMINO, M. B. M. Seasonal streamflow forecasts for reservoirs in the State of Ceará, Brazil. In: Servain J.; Campos, J. N. B.; Martins, E. S.P. R.; Reis Junior, D. S. (eds.). **Clima do Atlântico Tropical e impactos sobre o Nordeste (CATIN)**, p. 302-318, 2010.

ROBERTSON, A.W.; LALL, U.; ZEBIAK, S.E.; GODDARD, L. Improved Combination of Multiple Atmospheric GCM Ensembles for Seasonal Prediction. **Monthly Weather Review**, v. 132, p. 2732-2744, 2004.

ROECKNER, E.; ARPE, K.; BENGTSSON, L.; CHRISTOPH, M.; CLAUSS-

EN, M.; DÜMENIL, L.; ESCH, M.; GIORGETTA, M.; SCHLESE, U.; SCHULZWEIDA, U. The atmospheric general circulation model ECHAM-4: Model description and simulation of present-day climate. **Report 218**, Max-Planck-Institut f˙ur Meteorologie, Hamburg, September 1996.

SOUZA FILHO, F. A.; LALL, U. Seasonal to interannual ensemble streamflow forecasts for Ceara, Brazil: Application of multivariate, semiparametric algorithm. **Water Resources Research,** v. 39, n. 11, p. 1307, 2003.

SUN, L.; MONCUNILL, D. F.; LI, H.; ZEBIAK, S. An operational dinamical downscaling prediction system for Nordeste Brasil and the 2002 04 real-time forecast evaluation. **Journal of Climate**, v. 19, n 10, abril de 2006. DOI:10.1175/JCLI3715.1

SVANIDZE, G.G. **Mathematical Modeling of Hydrologic Series for Hydroelectric and Water Resources Computations**. Water Resources Publications, Fort Collins, Colorado, USA, 1980.

TREMBACK, C. J.; WALKO, R. L. **RAMS Version 6.0: User's guide - Introduction.** 1.1. ed. Fort Collins (CO), EUA, EUA, 2005. 10 p. Disponível em: <http://atmet.com/html/docs/rams/ug60-introduction-1.1.pdf>. Acesso em: 11 de Julho de 2016.

WALKO, R. L.; COTTON, W. R.; MEYERS, M. P.; HARRINGTON, J. Y. New RAMS cloud microphysics parameterization Part I: the single-moment scheme. **Atmospheric Research**, Elsevier Science, v. 38, n. 1, p. 29-62, 1995.

WILLMOTT, C. Some Comments on the Evaluation of Model Performance. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 63, n. 11, p. 1309–1313, 1982.

PREVISÃO DE VAZÕES – UTILIZAÇÃO DE RNA

Carla Beatriz Costa de Araújo
Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Guilherme de Alencar Barreto
Silvrano Adonias Dantas Neto

1. INTRODUÇÃO

Souza Filho e Lall (2003) descrevem as regiões semiáridas como locais vulneráveis a flutuações climáticas e que sofrem impacto nas reservas de água. Por esta razão, utilizar modelos de previsão de vazões em rios para perspectiva de alguns meses ou até um ano são muito importantes para a operação mais eficaz e eficiente dos recursos hídricos e o processo de alocação da água entre usos que são conflitantes. Analisando este contexto, é possível observar que a previsão de vazões e a sua confiabilidade está relacionada ao eficiente gerenciamento dos recursos hídricos.

No Ceará, a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH) considera para fins de operação de hidrossistemas a inexistência de chuvas no segundo semestre do ano e horizontes de planejamento entre 6 e 18 meses (RIBEIRO, 2011). Para a estação seca no Estado do Ceará tem-se a certeza de inexistência de vazões, porém para a estação úmida há a incerteza de vazões. A COGERH reconhece que a consideração do aporte hídrico nulo apesar de conferir uma margem de segurança, e desta forma propiciar saldo positivo em termos de reserva hídrica, pode ser um fator limitante de uso, principalmente para os setores da agricultura, o que torna importante no futuro a consideração dos aspectos probabilísticos climáticos nas simulações de operação, havendo assim uma alocação dos recursos hídricos menos conservadora (COGERH, 2010 *apud* RIBEIRO, 2011).

A previsão de vazões é um problema multivariado e de grande complexidade, existindo vários métodos para resolver este problema. As abordagens para previsão de vazões são divididas predominantemente em duas categorias, sendo estas: métodos estatísticos e métodos dinâmicos (integração dos modelos climático e hidrológico). Os métodos estatísticos se baseiam nos registros históricos de observação dos preditores (ex.: vazão, precipitação) e preditores relevantes (ex.: temperatura da superfície do mar, pressão atmosférica), ou um índice relacionado diretamente com a estimativa de vazões utilizando técnicas estatísticas (SOUZA FILHO e LALL, 2003). Os métodos dinâmicos passam as informações em escala reduzida dadas através da procura de pares de processos climáticos e hidrológicos (RIBEIRO, 2011).

Considerando a importância e a dificuldade de estimação das vazões afluentes nos reservatórios na Região Nordeste do Brasil pelos métodos descritos

anteriormente, as redes neurais artificiais (RNA) surgem como uma alternativa para o desenvolvimento de modelos que possam prever com grau de precisão adequado as vazões a partir do conhecimento das informações hidrometeorológicas que influenciam o processo de geração de vazões.

As RNA são reconhecidamente ferramentas poderosas e eficientes utilizadas na modelagem de fenômenos complexos, multivariados e não-lineares, uma vez que, baseadas nos princípios de funcionamento do cérebro humano, têm grande capacidade de aprender quando sujeitas aos estímulos e respostas existentes em um determinado ambiente.

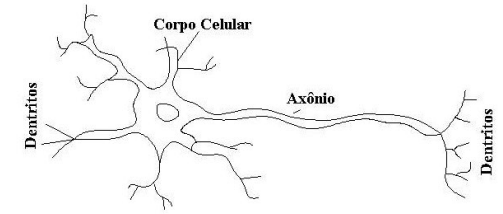
Assim, neste capítulo são apresentados os principais conceitos sobre as redes neurais artificiais e bem como suas aplicações e limitações para previsão de vazões no nordeste brasileiro.

2. REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

As redes neurais artificiais, segundo Haykin (2001), são processadores macicamente paralelos distribuídos e constituídos de unidades de processamento simples, que têm a propensão natural para armazenar conhecimento experimental e torná-lo disponível para o uso. Em frente aos procedimentos estatísticos usuais, as redes neurais artificiais não apresentam um conjunto de coeficientes, ou parâmetros, apesar de estes serem incluídos no modelo (DANTAS NETO, 2004). Assim, no ponto de vista matemático uma rede neural artificial pode ser entendida como um conjunto de nós organizados em camadas sucessivas, de forma análoga à rede neural mais poderosa conhecida, o cérebro humano.

O desenvolvimento das redes neurais artificiais foi motivado pela grande capacidade do cérebro humano aprender e realizar tarefas extremamente complexas após passar por algum processo de aprendizagem. O cérebro humano, principal unidade do sistema nervoso central, é um sistema de processamento de informações altamente complexo, não-linear e paralelo formado por um conjunto de unidades fundamentais, os neurônios, organizadas de tal forma a realizar certos processamentos muito mais rápidos que qualquer computador digital atualmente conhecido. O neurônio biológico é formado basicamente por três partes distintas, conforme ilustrado na Figura 2.1, o corpo celular (soma), o axônio, e os dendritos (HAYKIN, 2001).

Figura 2.1 – Neurônio Biológico

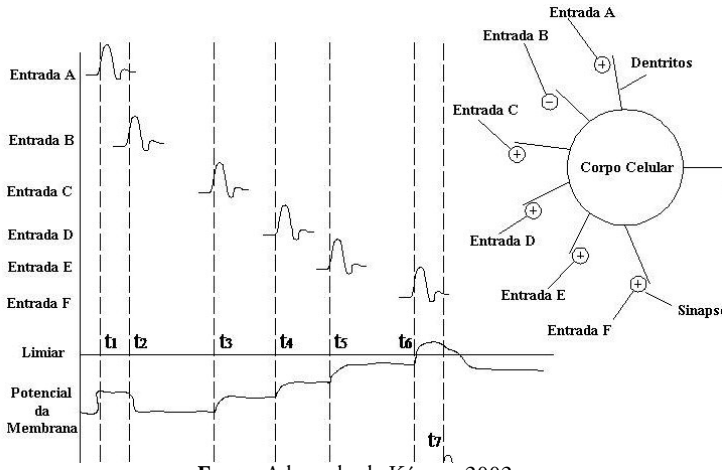


kin, 2001

Fonte: Adaptado de Haykin, 2001

A Figura 2.2 ilustra o funcionamento do neurônio biológico e o mecanismo responsável pela produção de um novo pulso elétrico que é a resposta do neurônio aos estímulos transmitidos pelas sinapses. O corpo celular em um estado de equilíbrio, ou seja, sem que ocorra qualquer forma de excitação, encontra-se com um potencial elétrico de repouso, conhecido como potencial de repouso da membrana. Os estímulos que chegam de outras células e são transmitidos via sinapses para os dendritos do neurônio (Entradas A, B, C, D, E, e F) fazem com que haja uma alteração do potencial de repouso da membrana do corpo celular, conforme pode ser visto na Figura 3. De acordo com a característica da sinapse em questão (excitatória ou inibitória) este potencial da membrana pode aumentar ou diminuir, tendo influência direta sobre a atividade do corpo celular. Quando a contribuição de todos os estímulos que chegam ao neurônio, em intervalos de tempo diferentes, atinge um determinado limiar, se dá então a produção do pulso elétrico, que se propaga pelo axônio até as células nervosas seguintes da rede neuronal (HAYKIN, 2001; KÓVACS, 2002).

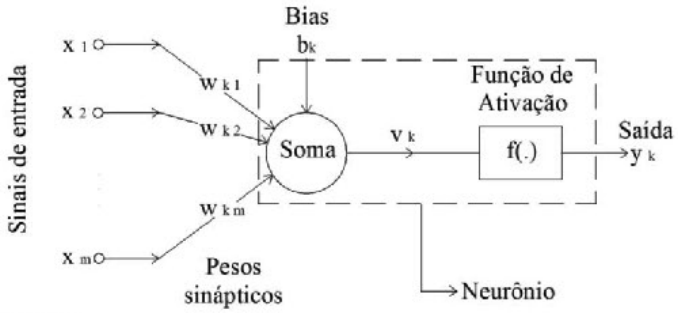
Figura 2.2 – Funcionamento do neurônio biológico



Fonte: Adaptado de Kóvacs, 2002

O funcionamento do neurônio artificial se dá de forma análoga ao neurônio biológico. Segundo Haykin (2001) um neurônio é uma unidade de processamento de informação que é fundamental para o funcionamento de uma rede neural. A Figura 2.3 consiste na representação do neurônio artificial com a apresentação de todos os seus elementos.

Figura 2.3 – Neurônio artificial



Fonte: Adaptado de Haykin, 2001

Em termos matemáticos, o neurônio *k* pode ser representado pelas seguintes equações:

$$u_k = \sum w_{ki} x_i = \{w\}^T \{x\} \tag{2.1}$$

$$v_k = u_k + b_k = \sum w_{ki} x_i + b_k = \{w\}^T \{x\} + b_k \tag{2.2}$$

$$y_k = f(v_k) = f(\sum w_{ki} x_i + b_k) = f(\{w\}^T \{x\} + b_k) \tag{2.3}$$

Onde: u_k = saída do combinador linear; v_k = campo local induzido; y_k = sinal de saída ou resposta do neurônio; b_k = bias ou limiar; *f(.)* = função de ativação do neurônio; {x} = $[x_1, x_2, x_{3,...,} x_m]$= sinais de entrada; {w} = $[w_{k1}\ w_{k2}\ w_{k3...}\ w_{km}]^T$ = vetor dos pesos sinápticos que ligam o neurônio k ao vetor de entrada {x}.

2.1. MULTILAYER PERCEPTRON (MLP)

O perceptron multicamadas (ou multilayer perceptron) é uma rede neural multicamadas alimentada adiante, constituído por três camadas: a camada de entrada, cuja função é a de receber as informações externas; uma ou mais camadas intermediárias ou também denominadas ocultas, responsáveis pelo aumento da capacidade da rede neural artificial em extrair o comportamento mais complexo a partir dos dados disponíveis utilizados no processo de treinamento; e a camada de saída, cuja função é a de dar as respostas corretas para os estímulos do modelo.

A propriedade primordial de uma rede neural é a sua habilidade de aprender a partir do seu ambiente e melhorar seu desempenho através da aprendizagem. A aprendizagem da rede neural artificial consiste na alteração de todos os pesos sinápticos (w_{kj}) e limiares existentes (b_k), a partir da experiência conhecida sobre o fenômeno estudado. Esta experiência é representada por um conjunto de dados contendo as entradas e saídas conhecidas para o problema a ser modelado. Este conjunto de dados, geralmente designado como conjunto de treinamento, é definido como:

$$\Pi = \left(\{x_l\}, \{d_l\}\right)_{l=1}^{L} \tag{2.4}$$

Onde: $\prod$ = conjunto de dados de treinamento utilizados para modelagem de rede neural artificial; L = número de entradas e saídas conhecidas no conjunto de dados de treinamento; $\{x_l\}$ = conjunto de entradas para os L-exemplos existentes no conjunto de dados de treinamento; $\{d_l\}$ = conjunto de saídas desejadas para as L-exemplos existentes no conjunto de dados de treinamento.

O perceptron de múltiplas camadas tem sido utilizado com frequência para solução de problemas complexos, através de seu treinamento supervisionado, utilizando um algoritmo conhecido como Algoritmo de Retropropagação do Erro (Error Back Propagation) que é baseado na regra de aprendizagem por correção do erro (HAYKIN, 2001).

O sinal de erro do neurônio *k* determinado o resultado do neurônio $y_k(i)$ ser comparado ao valor da saída desejada do *i-ésimo* exemplo do conjunto de treinamento, é dado por:

$$e_k(i) = d_k(i) - y_k(i) \tag{2.5}$$

Onde: $e_k(i)$ = sinal de erro do neurônio *k*, no exemplo *i*; (i) = saída desejada para o neurônio *k*, no exemplo *i*; = sinal gerado pelo neurônio *k*, no exemplo *i*.

Para o perceptron multicamadas, a função de custo utilizada para avaliar o desempenho da rede no conjunto de treinamento é o erro quadrático instantâneo dado por:

$$E(n) = \frac{1}{2}\sum_{k \in c} e_k^{\,2}(i) \tag{2.6}$$

Onde: c = conjunto de todos os neurônios da camada de saída no exemplo *i* do conjunto de treinamento.

Considerando o processo de treinamento em lote, no qual o conjunto de pesos sinápticos é fixo para todos os L-exemplos existentes no conjunto de treinamento, a função de custo é o erro quadrático médio $E_{med}(n)$, definido como:

$$E_{med}(n) = \frac{1}{2L}\sum_{i=1}^{L}\sum_{k \in c}[d_k(i) - y_k(i)]^2 \tag{2.7}$$

Onde: c = conjunto de todos os neurônios da camada de saída no passo ; n = passo de tempo discreto (época), correspondente a cada alteração do conjunto de pesos sinápticos no conjunto de treinamento.

O objetivo do processo de treinamento de uma rede neural é alterar o vetor de pesos sinápticos de forma que o erro médio quadrático médio, ou instantâneo, seja mínimo. Desta forma, os ajustes sucessivos no vetor de pesos sinápticos de um determinado neurônio de uma camada de saída, como por exemplo, o neurônio $y_k(n)$, podem ser feito da seguinte forma:

$$\{w_{kj}(n+1)\} = \{w_{kj}(n)\} + \{\Delta w_{kj}(n)\} \tag{2.8}$$

Onde: $\{Dw_{kj}(n)\}$ = ajuste do vetor de peso sináptico $\{w_{kj}(n)\}$ na época n;

Esta alteração é feita de forma iterativa por meio de ajustes sucessivos no vetor de pesos sinápticos $\{w_{kj}(n)\}$, percorrendo-se a superfície de $E_{med}(\{w_{kj}(n)\})$ na direção e sentido oposto ao do gradiente do erro quadrático médio (∇E_{med}), dado por:

$$\nabla E_{med}(n) = \frac{\partial E_{med}(n)}{\partial w_{kj}(n)} \tag{2.9}$$

Desta forma, o ajuste do vetor de pesos sinápticos para o neurônio $y_j(n)$ pode ser feito a partir da seguinte expressão:

$$\{w_{kj}(n+1)\} = \{w_{kj}(n)\} - \eta \nabla E_{med}(n) \tag{2.10}$$

Onde: η = taxa de aprendizagem.

Desenvolvendo-se a Equação 2.7 e aplicando-se os resultados na Equação 2.9, obtém-se a seguinte expressão para o ajuste do vetor de pesos sinápticos para o neurônio $y_k(i)$ da camada de saída, conhecida como Regra Delta:

$$\{w_{kj}(n+1)\} = \{w_{kj}(n)\} + \frac{\eta}{L}\sum_{i=1}\sum_{k\in C}\delta_j(i)\{y_j(i)\} \tag{2.11}$$

Onde: $\{w_{kj}(n+1)\}$ = vetor de pesos sinápticos entre os nós k (saída) e j (entrada) na iteração $n + 1$; $\{w_{kj}(n)\}$ = vetor de pesos sinápticos entre os nós k (saída) e j (entrada) na iteração n; η = taxa de aprendizagem; $\{y_j(i)\}$ = vetor de entrada do neurônio $y_k(n)$ no i-ésimo exemplo do conjunto de treinamento; $d_k(i)$ = gradiente local do neurônio $y_j(n)$, definido como:

$$\delta_k(i) = e_k(i) f'(v_k(i)) \tag{2.12}$$

Onde: $e_k(i)$ = sinal de erro do neurônio y_k(i) no i-ésimo exemplo do conjunto de treinamento; $v_k(i)$ = campo local induzido do neurônio y_k(i) no i-ésimo exemplo do conjunto de treinamento;

No caso de um neurônio da camada oculta, o cálculo direto do gradiente local não é possível, uma vez, que o sinal produzido no mesmo propaga-se até a camada seguinte, e portanto, não produz nenhum sinal de erro. Neste caso, o gradiente local do neurônio da camada oculta é determinado por meio da retropropagação do sinal de erro produzido pelos neurônios da camada de saída $y_k(i)$. Tal procedimento é conhecido como Algoritmo de Retropropagação do Erro (Error Back-propagation), e foi desenvolvido por Rumelhart, Hinton e Williams (1986) conforme citado por Haykin (2001).

Aplicando-se o Algoritmo de Retropropagação do Erro, o gradiente local do neurônio yk(i) pertencente a uma camada oculta é determinado a partir da seguinte expressão:

$$\delta_j(i) = -\frac{1}{L} f'(v_j(i) \sum_{i=1}^{L} \sum_{k \in C} \delta_k(i) \{w_{kj}(n)\} \tag{2.13}$$

Onde: $d_k(i)$ = gradiente local do neurônio y_k(i) no i-ésimo exemplo do conjunto de treinamento; $\{w_{kj}(n)\}$ = vetor de peso sináptico entre o neurônio yj(i) da camada oculta e todos os neurônios da camada subsequente, a qual pode ser inclusive a camada de saída, na iteração *n*.

Segundo Haykin (2001), um método simples de aumentar a taxa de aprendizagem η de forma a evitar o perigo de instabilidade é incluir a constate momento α. A inclusão do momento no algoritmo de retropropagação tende a acelerar a descida em direções de declividade constante e tem efeito estabilizador nas direções que oscilam em sinal (WATROUS, 1987; JACOBS, 1988 *apud* HAYKIN, 2001). Desta forma, a alteração dos vetores de pesos sinápticos, conhecida como Regra Delta Generalizada, passou a ser feita de acordo com a seguinte expressão:

$$\{w_{ij}(n+1)\} = \{w_{ij}(n)\} + \frac{\eta}{L} \sum_{i=1}^{L} \sum_{k \in C} \delta_j(i)\{y_j(i)\} + \alpha\{\Delta w_{ij}(n-1)\} \tag{2.14}$$

2.2. EXTREME LEARNING MACHINES (ELM)

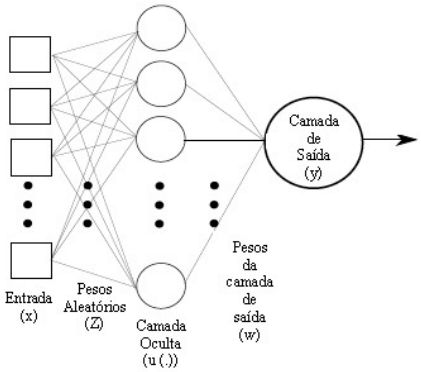
A *Extreme Learning Machines* (ELM) é uma estrutura de RNA do tipo não-recorrentes, assim como a rede MLP, isto é, precisam de uma fonte de informação externa em relação aos problemas a serem resolvidos.

Segundo Menezes Junior (2006) redes neurais do tipo não recorrentes tem um comprovado desempenho em classificação de padrões e na interpolação de funções, pois combinam características computacionalmente relevantes, tais como capacidade de aprendizado, não linearidade e generalização.

As ELM são compostas por um algoritmo para treinamento de apenas duas camadas, a camada escondida e a camada de saída. As principais peculiaridades desse algoritmo são que, o treinamento dos pesos das camadas existentes é

realizado separadamente, os pesos da camada oculta são escolhidos aleatoriamente e os pesos da camada de saída são determinados de maneira analítica, isto é, sem a presença de ciclos iterativos para ajuste dos pesos, geralmente são obtidos de forma direta usando o método da matriz pseudoinversa. A Figura 2.4 mostra um fluxograma típico das ELM.

Figura 2.4 – Fluxograma representativo de uma rede neural ELM.



Fonte: Adaptado de Horta (2015)

Os pesos sinápticos associados aos neurônios da camada oculta (z_i), podem ser representados em forma de vetor como

$$z_i = \begin{pmatrix} z_{i0} \\ z_{i1} \\ \vdots \\ z_{id} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \theta_i \\ z_{i1} \\ \vdots \\ z_{id} \end{pmatrix} \tag{2.15}$$

em que θ_i é o limite relacionado ao i-ésimo neurônio. Para a camada de saída o vetor de pesos sinápticos (w_k) é representado de maneira similar como

$$w_k = \begin{pmatrix} w_{k0} \\ w_{k1} \\ \vdots \\ w_{kq} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \theta_k \\ w_{k1} \\ \vdots \\ w_{kq} \end{pmatrix} \tag{2.16}$$

em que θ_k é o limiar associado ao neurônio de saída k (MENEZES JUNIOR, 2012).

Sendo a inicialização dos pesos da camada oculta feita de forma aleatória pode-se escrever que $z_{ij} \sim U(a,b)$ ou que $z_{ij} \sim N(0,\sigma^2)$, onde $U(a,b)$ é um número pseudoaleatório distribuído uniformemente e $N(0,\sigma^2)$ é um número pseudoaleatório normalmente distribuído com média zero e variância σ^2 (MENEZES JUNIOR, 2012). Neste trabalho, optou-se pela inicialização em que os pesos são uniformemente distribuídos sobre um intervalo aberto entre 0 e 1.

Para a implementação dessa etapa de atribuição de pesos da camada oculta precisa-se definir uma matriz de pesos Z com q linhas e $d + 1$ colunas

$$Z = \begin{pmatrix} z_{10} & z_{11} & \cdots & z_{1d} \\ z_{20} & z_{21} & \cdots & z_{2d} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ z_{q0} & z_{q1} & \cdots & z_{qd} \end{pmatrix}_{q\,x\,(d+1)} \tag{2.17}$$

em que se observa que as linhas da matriz Z é composta pelos vetores de pesos de cada neurônio oculto (MENEZES JUNIOR, 2012).

Para o treinamento da rede, etapa na qual se faz o cálculo das ativações dos neurônios ocultos e se obtém suas respectivas saídas, após a apresentação do vetor de entrada x, no passo de tempo n, as ativações dos neurônios da camada escondida é realizada através da equação (2.18):

$$u_i(n) = \sum_{j=1}^{d} z_{ij} x_j(n) = \boldsymbol{z}_i^T \boldsymbol{x}(n), \qquad i = 1,2,\ldots,q \tag{2.18}$$

em que T se refere ao vetor ou matriz transposta, q indica o número de neurônios da camada escondida e d o número de iterações do treinamento. Em seguida computa-se uma matriz de mapeamento H, ou matriz de saída da camada oculta, por meio da equação (2.19):

$$H = g[u_i(n)] \tag{2.19}$$

em que g[ ] é uma função de ativação sigmoidal, sendo que nesse estudo optou-se pela função sigmóide logística, dada por:

$$g[u_i(n)] = \frac{1}{1+e^{-u_i(n)}} \tag{2.20}$$

A equação (2.19) ou (2.20) é por fim utilizada para calcular os valores dos pesos dos neurônios da camada de saída (MENEZES JUNIOR, 2012). Para isso, a arquitetura ELM empregada utilizou-se da regra de aprendizagem *Recursive Least Square* (RLS).

Para a rede ELM-RLS, o algoritmo dos mínimos quadrados recursivos se utiliza de uma técnica diferente de minimização da média do quadrado do erro do k-ésimo neurônio $e_k(n)$, a regra de aprendizado dessa rede é dada por

$$w_k(n) = w_k(n-1) + \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n)\, H(n)\, \boldsymbol{e}_k^T(n) \tag{2.21}$$

em que $\boldsymbol{R}(n)$ é a matriz de auto correlação do vetor $H(n)$ ponderada por um fator de esquecimento que α varia entre 0 e 1,

$$\widehat{\boldsymbol{R}}(n) = \sum \alpha\, H(n)\, H^T(n) \tag{2.22}$$

a inversão dessa matriz e o grande número de cálculos exigidos para sua geração a cada iteração n implica em um grande custo computacional, porém

usando a técnica conhecida como lema de inversão de matrizes, *P(n)*, a inversão a cada iteração é evitada, e é dada por

$$P(n) = \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n) = \frac{1}{\alpha}\left[P(n-1) - \frac{P(n-1)\,H(n)\,H^T(n)\,P(n-1)}{\alpha + H^T(n)\,P(n-1)\,H(n)}\right] \quad (2.23)$$

em que $P(0) = \rho I$, sendo I a matriz identidade com dimensão $q \times q$ e ρ é uma constante positiva (LIMA, 2010).

A diferença entre as duas matrizes que compõem a expressão (2.23), conforme Lima (2010), pode originar uma matriz *P(n)* assimétrica, e isto poderia transformar *P(n)* em uma função singular. Para minimizar este problema pode-se obter a equação (2.23) em termos do ganho de Kalman, *k(n)*, explicitado pela transformação do vetor *H(n)* pela a inversa da matriz ***R****(n)*, ou seja,

$$k(n) = P(n)\,H(n) = \widehat{\boldsymbol{R}}^{-1}(n)H(n) \quad (2.24)$$

com isso, a regra de aprendizagem da rede ELM-RLS em função do ganho de Kalman pode ser expressa por

$$w_k(n) = w_k(n-1) + k(n)\,\boldsymbol{e}_k^T(n) \quad (2.25)$$

Após a fase de treinamento, sucedeu-se a fase de teste e capacidade de generalização, sendo que uma vez definidas as matrizes de pesos Z e W, adquiridas após a fase de treinamento, calcula-se as ativações dos neurônios de saída por meio da equação (2.26)

$$\alpha(t) = WH(t) \quad (2.26)$$

em que *t* representação uma iteração qualquer dentro do período de generalização.

Para esta fase da rede ELM assume-se que os neurônios de saída são iguais as suas ativações, logo (LIMA, 2010):

$$y(t) = g[\alpha(t)] = \alpha(t) \quad (2.27)$$

A fim de dar características probabilísticas aos resultados da rede ELM-RLS realizou-se um procedimento *bootstrap*, que é uma técnica de reamostragem de dados com reposição dos mesmos, isto é, um número de valores pode ser sorteado a partir de uma amostra, com direito a reposição dos valores já sorteados. Essa técnica pode ser repetida definidas vezes até que se obtenha um número de desejado de amostras, para essa aplicação foram criadas 30 amostras "bootstrapadas". O procedimento, de forma detalhada, para realização do *bootstrap* dos resíduos pode ser visto em Araújo Júnior (2018).

Para análise do desempenho do bootstrap da rede ELM-RLS é usada a razão de verossimilhança (LR), para estima-la é necessário definir uma função de verossimilhança (L) tanto para climatologia dos dados observados como para cada ano previsto, dada conforme equação (2.28),

$$L(\theta') = \prod_{i=1}^{n} f_Y(y_1 \mid \theta') \tag{2.28}$$

em que θ' é um vetor de parâmentos estimados, $fy(y_1)$é a função densidade de probabilidade (FDP) utilizada no ajuste dos dados. Para o cálculo da equação (2.28), duas FDP foram testadas, a *biweight* dada por,

$$f_Y(y \mid \theta') = \begin{cases} \frac{15}{16}(1 - y^2)^2 & se\ |y| \leq 1 \\ 0 & caso\ contrário \end{cases} \tag{2.29}$$

caso contrário e a *gamma* dada por,

$$f_Y(y \mid \theta') = f(x \mid \alpha, \beta) = \frac{1}{\beta^{\alpha}\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, x > 0 \tag{2.30}$$

em que $\alpha > 0$ é o parâmetro de forma, $\beta > 0$ o parâmetro de escala, x é a variável aleatória em estudo e

$$\Gamma(x) = \int_0^{\infty} y^{\alpha-1} e^{-y} dy \tag{2.31}$$

a função gama.

Com isso, o cálculo de desempenho por LR da previsão com a climatologia observada é genericamente dado conforme equação (2.32),

$$LR = \left(\frac{L(\theta')_{previsão}}{L(\theta')_{climatologia}} \right)^{1/n} \tag{2.32}$$

em que n é o número de anos da série de previsão utilizadas. Se LR > 1, indica que a previsão é melhor que a climatologia e se LR < 1, tem-se que a previsão é pior que a climatologia.

3. RESULTADOS E APLICAÇÕES

As precipitações na região Nordeste são determinadas por movimentos que favorecem ou inibem o processo de formação de nuvens precipitantes. As temperaturas das superfícies dos oceanos Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial estão entre os principais fatores globais que regem a circulação atmosférica sobre a região. A combinação das condições nestes oceanos é que ocasiona a grande variabilidade interanual das precipitações no Nordeste, gerando a alternância de anos de seca e de cheias (NOBRE, 2012).

Rajagopalan *et al.*(2002) identificaram o Nordeste brasileiro como uma das poucas regiões do mundo onde há maior habilidade de previsão consistente e estatisticamente significativa durante a estação chuvosa primária (Janeiro-Maio). Esta previsibilidade sazonal das precipitações no Nordeste é resultado das condições oceânicas globais (NOBRE, 2012). Porém a sua variabilidade interanual, mesmo comprovadamente também ligada às condições oceânicas globais, é um problema complexo de previsão.

A seguir são apresentados modelos de previsões de vazões utilizando diferentes técnicas de desenvolvimento de redes neurais artificiais.

3.1. MULTILAYER PERCEPTRON (MLP)

É conhecida a relação entre as temperaturas dos oceanos Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial e a previsão climática na porção norte do Nordeste brasileiro, neste sentido, Souza Filho e Lall (2003) realizaram uma investigação da dependência da vazão com relação a TSM com as diferentes defasagens na região de interesse. O estudo aqui apresentado utilizou como preditores duas séries temporais: NINO3 (definida com a média da anomalia de temperatura da superfície do mar na região do Pacífico Equatorial entre 150 graus W e 90 graus W e 5 graus S e 5 graus N) e gradiente da TSM do Atlântico (EAD), série definida como a diferença na média mensal da anomalia de TSM do Atlântico Norte (5 graus N e 20 graus N, 60 graus W e 30 graus W) e a na média mensal da anomalia de TSM do Atlântico Sul (0 grau e 20 graus S, 30 graus W e 10 graus E).

O modelo apresentado neste trabalho tem por objetivo fazer a previsão de vazões no açude Orós de um dado ano, utilizando as anomalias de temperatura das superfícies do Oceano Atlântico Sul, Oceano Atlântico Norte e Oceano Pacífico do ano anterior ao da previsão, podendo ser de forma simplificada, representado como:

$$Q = f(SATL, NATL, NINO3) \tag{3.1}$$

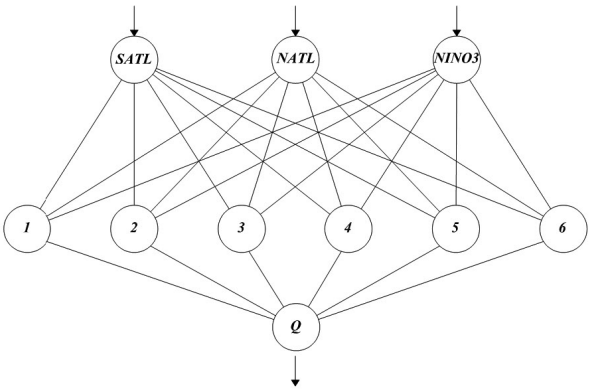
Os dados de anomalias de temperaturas nas superfícies do mar dos oceanos Atlântico Norte, Atlântico Sul e Pacífico foram derivados da malha de dados de TSM desenvolvidos por Kaplan *et al.* (1998) e encontram-se disponível em: http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.KAPLAN/.EXTENDED. Os dados de vazões anuais medidas foram obtidos nos postos fluviométricos da região do Orós, disponível em: http://hidroweb.ana.gov.br/, e através da modelagem chuva-vazão. A série histórica utilizada possui 88 anos, dados estes colhidos entre os anos de 1913 e 2000.

Para o desenvolvimento do modelo de previsão de vazões para o açude Orós empregando-se como ferramenta as RNA do tipo MLP, foi utilizado o software QNET 2000, em sua versão demo. O QNET 2000 é um perceptron multicamadas que utiliza o algoritmo de retropropagação do erro para o treinamento da rede neural. O programa permite a utilização de até oito camadas intermediárias de neurônios e a escolha entre quatro funções diferentes de ativação (sigmóide, gaussiana, secante hiperbólica e tangente hiperbólica) (DANTAS NETO, 2004). A função sigmóide é uma das funções de ativação mais comuns, sendo adotada para desenvolver o modelo de previsão deste trabalho. Esta função é definida como:

$$f(x) = \frac{1}{1+e^{-x}} \tag{3.2}$$

O modelo que forneceu os melhores resultados foi o que utiliza como dados de entrada a média das anomalias de temperatura dos meses de abril, maio e junho (AMJ) do ano anterior ao da previsão com uma arquitetura com 3 nós de entrada, 6 neurônios na camada intermediária e 1 neurônio na camada de saída (A:3-6-1), conforme mostrado na Figura 3.1. A avaliação da eficiência do modelo foi feita em função do coeficiente de determinação (R^2) obtido durante a fase de validação.

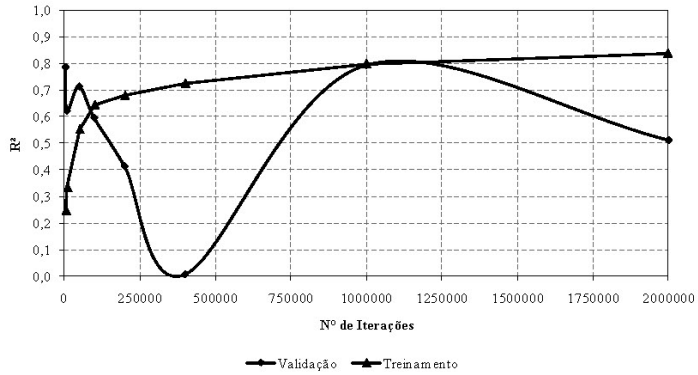
Figura 3.1 - Arquitetura do modelo de previsão de vazão para o açude Orós



Fonte: Elaboração própria.

Os resultados da Figura 3.2 mostram a evolução do coeficiente de determinação em função do número de iterações, para a alteração dos pesos sinápticos da rede, obtido nas fases de treinamento e validação. De acordo com estes resultados, pode-se observar que o modelo apresenta um desempenho satisfatório na fase de validação apenas com os pesos sinápticos obtidos após 1.000.000 de iterações. Os baixos valores de R^2 obtidos nas outras situações podem indicar a ocorrência de "over-fitting", ou treinamento excessivo, que é o processo no qual a rede consegue entender completamente o comportamento do conjunto de treinamento, mas não apresenta capacidade de generalização satisfatória a respeito do entendimento do processo que rege o processo de previsão de vazões a partir dos dados de entrada fornecidos.

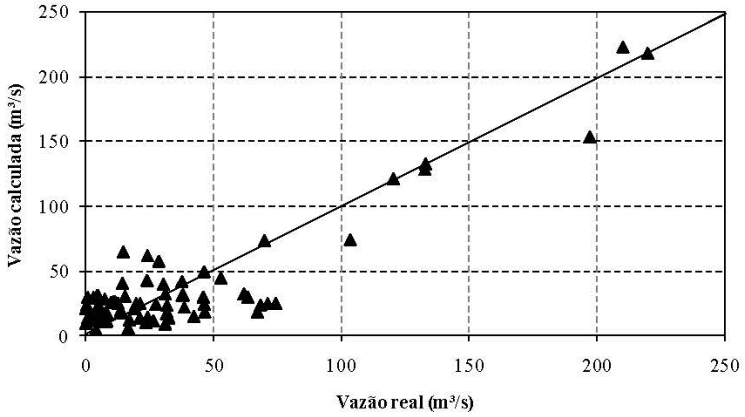
Figura 3.2 - Evolução do coeficiente de determinação (R^2) com o número de iterações na fase de treinamento e de validação do modelo de previsão da vazão para o conjunto de anomalias temperaturas dos meses AMJ.



Fonte: Elaboração própria.

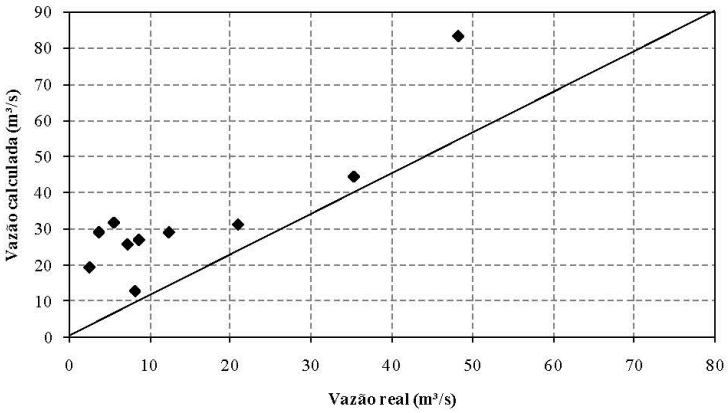
Para o modelo escolhido, conjunto de anomalias de temperatura dos meses AMJ e arquitetura A:3-6-1, o coeficiente de determinação (R^2) obtido na fase de treinamento, após 1.000.000 de iterações, e na fase de validação foi de 0,80. Na Figura 3.3 e na Figura 3.4 apresentam-se a correlação entre os valores das vazões calculados pela rede e os valores reais disponíveis nos conjuntos utilizados para treinamento e validação do modelo, respectivamente.

Figura 3.3 - Correlação entre os valores calculados pela rede e os valores reais da vazão para o açude Orós na fase de treinamento



Fonte: Elaboração própria.

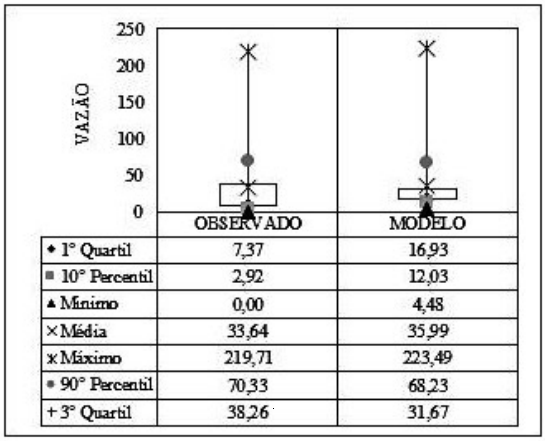
Figura 3.4 - Correlação entre os valores calculados pela rede e os valores reais da vazão para o açude Orós na fase de validação



Fonte: Elaboração própria.

As Figuras 3.5 e 3.6 apresentam as distribuições dos dados modelados e observados. Verifica-se que para os menores valores de vazões ocorrem diferenças maiores entre os valores calculados pelo modelo e os valores reais. Nesta situação, observa-se que os valores fornecidos pelo modelo são superiores aos valores reais, especificamente, no primeiro quartil. Para maiores vazões, observa-se uma maior proximidade entre os valores fornecidos pela rede e os valores reais.

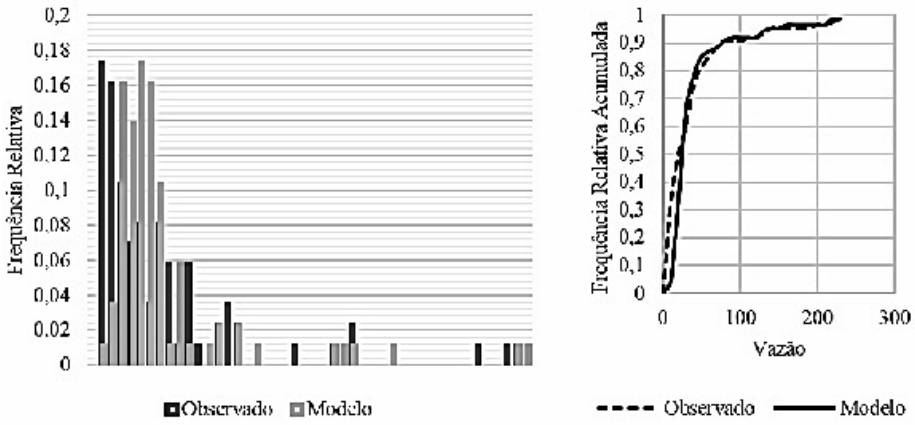
Figura 3.5 - Distribuição dos dados observados e modelados



	OBSERVADO	MODELO
♦ 1° Quartil	7,37	16,93
■ 10° Percentil	2,92	12,03
▲ Mínimo	0,00	4,48
× Média	33,64	35,99
x Máximo	219,71	223,49
• 90° Percentil	70,33	68,23
+ 3° Quartil	38,26	31,67

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.6 - Frequência relativa e frequência relativa acumulada



Fonte: Elaboração própria.

3.2. EXTREME LEARNING MACHINES (ELM)

A rede ELM-RLS tem por objetivo fazer a previsão sazonal de vazões para a bacia do açude Orós se utilizando de 7 dados de entrada, sendo 6 associados aos preditores climáticos (NINO3, NATL e SATL), em que 3 estão relacionados a anomalia de TSM de outubro-novembro-dezembro (OND) dois anos antes do ano previsto, e 3 relacionados aos preditores climáticos dos meses OND do ano anterior ao que se quer prever, o último dado de entrada é a vazão sazonal do ano anterior ao que se pretende prever. O neurônio de saída tem como função de ativação a equação 3.2. A rede foi construída em Matlab®/Octave, o que possibilita uma maior flexibilidade desta RNA e da configuração de seus parâmetros.

Para previsão das agregações sazonais dos dados de vazão do reservatório Orós, utilizou-se para treinamento da rede cerca de 90% das vazões observadas (1914 a 2003), restando 10% para generalização e validação do modelo, o que corresponde a 9 anos (2004 a 2012).

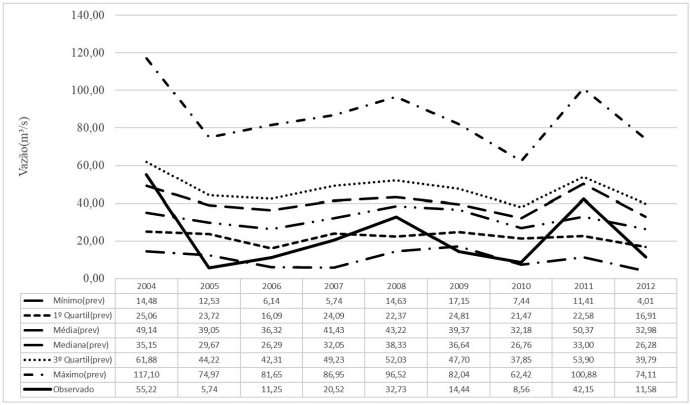
Para uma primeira análise de performance, computou-se índices de desempenho, conforme Araújo Júnior (2018), para um máximo de neurônios ocultos na camada intermediária, a fim de identificar qual o número de neurônios que melhor se adequa ao problema e as diferenças entre o período de generalização (gen) e de treinamento (tr). Os resultados, aqui não apresentados (ver Araújo Júnior (2018), identificaram que a rede ELM-RLS com 16 neurônios na camada oculta foi a que teve melhor desempenho no período de generalização para rede com condições de inicialização em janeiro, em seguida foi realizado o bootstrap das vazões sazonais previstas.

Com as amostras, avaliou-se o desempenho do *bootstrap* da rede ELM-RLS

pela razão de verossimilhança, em que seu calculo mostrou valores de 1,29 e 1,09 para as vazões ajustadas as FDP *biweight* e *gamma*, respectivamente, tais valores indicam um desempenho classificado com satisfatório, com ganho da previsão em relação a climatologia observada.

A Figura 3.7 apresenta a estatística de previsão sazonal de vazão, agregada de janeiro a maio, de 2004 até 2012, bem como a vazão sazonal observada nesse período. Nesse intervalo de anos, verifica-se que, dentre os 30 membros, a vazão prevista atingiu um máximo de 117,10 m³/s em 2004 e um mínimo 5,74 m³/s em 2007. Em relação a vazão mediana prevista dos membros nota-se que ela tende a representar melhor o aporte hídrico observado do que a vazão média prevista dos membros, provavelmente devido a mediana não ser afetada por valores discrepantes. Ainda é possível notar que, em relação as vazões médias e medianas, para maiores valores de vazões as diferenças entre as afluências observadas e modeladas são menores.

Figura 3.7 – Estatística do *bootstrap* de previsão sazonal de vazão da rede ELM-RLS.



	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Mínimo(prev)	14,48	12,53	6,14	5,74	14,63	17,15	7,44	11,41	4,01
1º Quartil(prev)	25,06	23,72	16,09	24,09	22,37	24,81	21,47	22,58	16,91
Média(prev)	49,14	39,05	36,32	41,43	43,22	39,37	32,18	50,37	32,98
Mediana(prev)	35,15	29,67	26,29	32,05	38,33	36,64	26,76	33,00	26,28
3º Quartil(prev)	61,88	44,22	42,31	49,23	52,03	47,70	37,85	53,90	39,79
Máximo(prev)	117,10	74,97	81,65	86,95	96,52	82,04	62,42	100,88	74,11
Observado	55,22	5,74	11,25	20,52	32,73	14,44	8,56	42,15	11,58

Fonte: Elaboração própria.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho mostraram a necessidade para qualquer modelagem de um fenômeno com a utilização desta RNA deve-se proceder à verificação da ocorrência ou não de treinamento excessivo ("over-fitting"). Para todas as arquiteturas testadas durante a procura pelo modelo que melhor represente o fenômeno esta verificação deve ser feita.

De acordo com os resultados obtidos pela rede neural MLP escolhida a partir da modelagem no programa QNET 2000, a contribuição da temperatura do Oceano Atlântico Sul é a que apresenta maior percentual (39,25%), desta forma é a que exerce maior influência na resposta produzida pelo modelo. Ao

somarem-se as contribuições percentuais (63,84%) dos Oceanos Atlântico Norte (24,59%) e Atlântico Sul (39,25%), este oceano apresenta grande influência no resultado final, porém a contribuição percentual da anomalia de temperatura do Oceano Pacífico Equatorial (36,16%) também exerce alta influência.

Os resultados extraídos da rede ELM-RLS levam a concluir que para uma RNA com inicialização aleatória dos pesos dos preditores climáticos é possível obter um desempenho satisfatório da previsão de vazão sazonal para o Orós e associado a uma técnica de *bootstrap* é possível identificar flutuações potenciais da sazonalidade das vazões, o que possibilita ao operador do reservatório a construção de cenários de disponibilidades.

Os modelos RNA analisados representam uma contribuição para a melhor gestão dos recursos hídricos no Estado do Ceará, pois ambas as estruturas de rede mostraram-se satisfatórias na previsão de afluências podendo servir de base para as decisões de alocação dos recursos hídricos. Adicionalmente, tem-se que modelos RNA possuem um baixo custo computacional podendo serem implementados e "rodados" em um notebook, enquanto que a previsão oficial de aportes geralmente feitas por modelagem dinâmica acoplada necessitam de um alto custo e alto desempenho computacional. Dessa forma, a utilização das RNA estudadas poderiam servir como uma alternativa viável de previsão de vazões a fim de antecipar cenários de disponibilidade hídrica e melhorar o planejamento da operação do reservatório e de ações de resposta eventos de secas ou cheias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO JÚNIOR, L. M. **Desenvolvimento de um sistema de informação e alerta precoce de seca e elaboração de estratégia de planejamento proativo de adaptação às secas urbanas.** Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Recursos Hídricos, Fortaleza, 2018.

DANTAS NETO, S. A. **Avaliação das Propriedades dos Ligantes e das Misturas Asfálticas Modificadas com Borracha Granulada de Pneus Usados**. Tese de Doutorado, publicação G.TD – 024/04, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2004, 265p.

HAYKIN, S. **Redes Neurais Artificiais**: **Princípios e práticas**. 2ª edição, Editora Bookman, Porto Alegre, 2001.

HORTA, E. G. **Aplicação de máquinas de aprendizado extremo ao problema de aprendizado ativo**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Belo Horizonte, 2015.

KAPLAN, A.; CANE, M.; KUSHNIR, Y.; CLEMENT, A.; BLUMENTHAL, M.; RAJAGOPALAN, B. ***Analyses of global sea surface temperature***. 1856 –

1991, Journal of Geophys Research, v. 103, n. C9, p. 18,567 – 18,589, 1998.

KOVÁCS, Z. L. **Redes Neurais Artificiais – Fundamentos e Aplicações**. 3ª edição, Livraria da Física Editora, São Paulo, 2002.

LIMA, R. O. **Redes neurais artificiais para reconhecimento de faces: Uma análise comparativa do compromisso entre desempenho e custo computacional**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia de Teleinformática, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Teleinformática, Fortaleza, 2010.

MENEZES JUNIOR, J. M. P. **Contribuições ao problema de predição recursiva de séries temporais univariadas usando redes neurais recorrentes**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Teleinformática, Fortaleza, 2012.

NOBRE, P.; **As origens das águas no Nordeste.** A questão da água no nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. ISBN 978-85-60755-45-5

RAJAGOPALAN, B.; LALL U.; ZEBIAK S. E. ***Categorical climate forecasts through regularization and optimal combination of multiple GCM ensembles***. Mon. Weather Rev., 130(7), 1792 - 1811, 2002.

RIBEIRO, D. de C. M. **Modelo de previsão de vazão aplicado ao nordeste brasileiro utilizando a informação climática para auxiliar a operação de hidrosistemas**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011, 187p.

SOUZA FILHO, F. A.; LALL, U. ***Seasonal to interannual ensemble streamflow forecasts for Ceara, Brazil: Application of multivariate, semiparametric algorithm***. Water Resources Research, v. 39, n. 11, p. SWC1-SWC13, 2003.

MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO SUDESTE E NORDESTE SEGUNDO CENÁRIOS DO CMIP5

Antônio Duarte Marcos Junior
José Micael Ferreira da Costa
Cleiton da Silva Silveira

1. INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas são alterações em padrões climáticos de longo prazo podendo ocorrer devido a causas naturais, ações humanas ou combinação destes dois fatores (ALLISON, 2015). Ao longo das eras o clima global sofre alterações (ALLISON, 2015; MARENGO, 2006). Na última década do século XX, o mundo experimentou uma taxa de aquecimento sem precedentes, sendo a mais quente desde quando as observações começaram a ser feitas (ALLISON, 2015; MARENGO, 2006). O aumento da temperatura média global vem sendo acompanhado por aumentos contínuos na temperatura dos oceanos, armazenamento de calor oceânico e nível do mar (PBMC, 2013; MARENGO, 2006). Também tem havido encolhimento dos lençóis de gelo e a maioria das geleiras (ALLISON, 2015; MARENGO, 2006).

O *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) é o órgão das Nações Unidas (ONU) destinado a avaliar a ciência relacionada com mudanças climáticas. O IPCC foi criado em 1988 pela *World Meteorological Organization* (WMO) e o *United Nations Environment Programme* (UNEP) para fornecer com regularidade avaliações científicas sobre possíveis impactos e riscos futuros das mudanças climáticas e opções da para adaptação e mitigação destas mudanças aos formadores de políticas. Os estudos do IPCC provêm uma base científica pra governantes em todos os níveis de desenvolvimento de políticas relacionadas às condições climáticas (IPCC, 2014).

Conforme os estudos do IPCC mudanças climáticas ameaçam o desenvolvimento sustentável, afetando diretamente e indiretamente a população em diversos setores, como saúde, recursos hídricos, infraestrutura urbana e rural, zonas costeiras, florestas e biodiversidade, além dos setores que envolvem a economia – como agricultura, pesca, produção florestal, geração de energia, indústrias, etc.

Neste capítulo será apresentada uma análise da evolução das anomalias de precipitação e temperatura sobre as regiões Sudeste e Nordeste do Brasil segundo as projeções de alguns modelos do IPCC-AR5 nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. Busca-se mostrar como estas variáveis climáticas poderão ser alteradas e possíveis impactos sobre a disponibilidade de recursos hídricos nas regiões de estudo.

2. METODOLOGIA

Para o AR5 do IPCC, foram estabelecidos cenários para estudar as possíveis mudanças decorrentes das ações antrópicas, que servem também para orientar os centros a fazerem simulações padronizadas, possibilitando a intercomparação dos resultados.

O IPCC, a partir do seu quinto relatório, trabalha com quatro cenários diferentes chamados de *Representative Concentration Pathways* (RCPs). São um grupo de rotas de emissões e concentração de gás do efeito estufa, que dão suporte à pesquisa dos impactos e potenciais respostas políticas para adaptação das mudanças no clima, considerando-se diferentes forçantes radioativas (VAN VILIET *et al.*, 2016; VAN VUURREN *et al.*, 2011). As forçantes radioativas são definidas como a diferença da irradiância líquida (ou fluxo radioativo) na tropopausa, entre um estado de referência e um estado perturbado devido ao agente climático (GUIMARÃES, 2015).

Para tanto, se tem: cenário Historical – que traz condições similares ao que foi observado para o clima presente; cenários futuros – com rotas representativas de concentração de gases do efeito estufa (RCPs) classificadas em 2.6, 4.5, 6.0 e 8.5, correspondendo assim a concentrações médias de 450, 650, 850 e 1370 ppm de CO_2eq, respectivamente (VAN VUUREN et al., 2011; TAYLOR, STOUFFER e MEEHL, 2012; FLATO et al., 2013). Foram utilizados nas análises resultados de 14 modelos de circulação geral da atmosfera (Quadro 1), para o Historical no estudo do clima recente, e para as RCP4.5 e RCP8.5 no objetivo de averiguar mudanças no clima.

Quadro 1 - Modelos utilizados e seus respectivos institutos de pesquisa e países

Modelo	Grupo (ou centro) de modelagem	País
ACCESS1-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) and Bureau of Meteorology (BOM)	Austrália
ACCESS1-3		
BCC-CSM-1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	China
CESM1-BGC	Community Earth System Model Contributors	Estados Unidos
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis	Canadá
CNRM-CM5	Centre National de Recherches Metéorologiques / Centre Européen de Recherche et Formation Avancée en Calcul Scientifique	França
IPSL-CM5A-MR	Institut Pierre-Simon Laplace	França
IPSL-CM5B-LR		

CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with Queensland Climate Change Centre of Excellence	Austrália
HadGem2-AO	National Institute of Meteorological Research/ Korea Meteorological Administration	Coreia do Sul
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo). National Institute for Environment Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	Japão
MIROC-ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies.	Japão
MIROC-ESM-CHEM		
MPI-ESM-LR	Max-Planck-Institute for Meteorologie (Max Planck Institute for Meteorology)	Alemanha

As séries temporais foram divididas em quatro períodos: o primeiro denominado como período histórico, (1950 a 1999), servindo de referência; os demais períodos referem-se às projeções para o presente século dividido entre os anos de 2010 a 2039, 2040 a 2069 e 2070 a 2099.

As anomalias de temperatura foram calculadas a partir da diferença entre a temperatura média para cada período futuro e a média histórica registrada, por modelos. As anomalias de precipitação referem-se as a variação percentual entre os valores futuros, por período, e a média histórica.

3. RESULTADOS

3.1 REGIÃO NORDESTE

As Figuras 1a, 1b e 1b mostram a relação entre as anomalias de temperatura e precipitação para os modelos da RCP 4.5. No início do século, para a RCP 4.5 (Figura 1a), observa-se a concentração dos modelos em torno das medianas das anomalias, estando alguns se dispersando na região do segundo quadrante caracterizado como cenário seco e quente. São destacados os modelos extremos, sendo o CanESM2 o mais seco e úmido e o MIROC5 o mais úmido e frio.

Na Figura 1b em comparação com a Figura 1a observa-se uma maior concentração dos modelos em torno do ponto de encontro entre a mediana das anomalias de precipitação e temperatura. Porém, estas medianas estão deslocadas para temperaturas maiores e precipitações mais baixas, as quais somadas com a baixa dispersão dos modelos apontam para a ocorrência de um cenário mais árido e quente na metade do Século vigente.

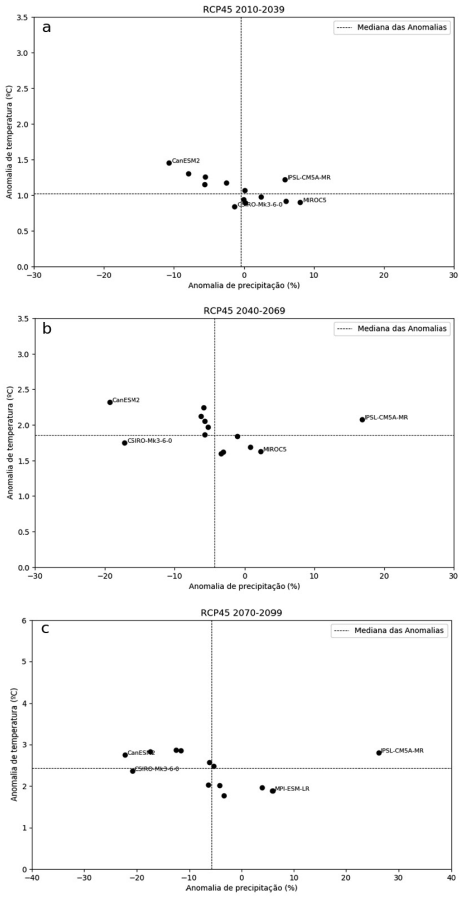
Na Figura 1c, verifica-se maior dispersão dos modelos em direção a um cenário mais seco e com temperaturas mais elevadas. Novamente, o ponto de

encontro entre as medianas é deslocado para regiões de menores índices pluviométricos e maiores temperaturas, se comparado ao período anterior.

Na Figura 2a pode observar concentração de modelos a mediana da anomalia de temperatura que apresenta-se positiva, e dispersão em relação a anomalia de precipitação. Em comparação com a RCP 4.5, logo no início do século é possível observar que a anomalia de precipitação mediana encontra-se próxima àquela observada para as projeções no fim do século analisado, conforme a RCP 4.5.

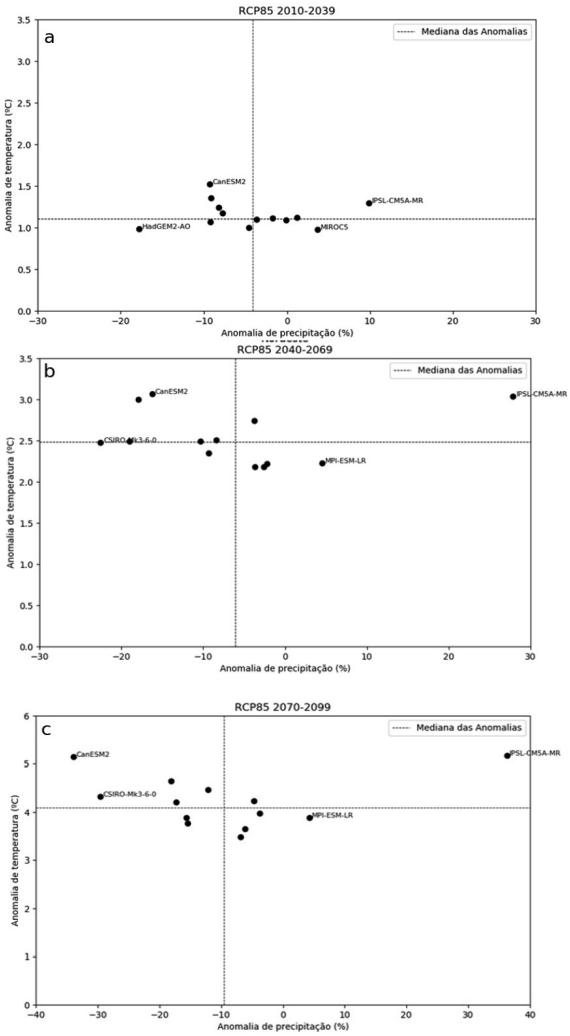
O Final do Século XXI (Figura 2c), assim como observado na RCP 4.5, desponta como sendo o período mais árido e quente, com modelos projetando anomalias de temperatura superiores a 5ºC (CanESM2 e IPSL-CM5A-MR).

Figura 1 – Anomalias de temperatura e precipitação para a região Nordeste segundo modelos da RCP 4.5.



Na metade (Figura 2b) do século, as anomalias de temperatura tornam-se significativamente mais elevadas do que no período anterior. Também é perceptível o aumento da dispersão dos modelos, tanto em relação a temperatura quanto a precipitação. Destaca-se ainda o modelo IPSL-CM5A-MR, por o mesmo ter se enquadrado como o mais úmido.

Figura 2 – Anomalias de temperatura e precipitação para a região Nordeste segundo modelos da RCP 8.5.



3.2. REGIÃO SUDESTE

Para a Região Sudeste, segundo as projeções da RCP 4.5 (Figura 3), observa-se que a mediana da anomalia de precipitação para o século XXI matêm-se centrada em valores positivos, em todos os períodos analisados. Existe grande dispersão dos modelos com relação à anomalia de precipitação. Porém, a maioria concentra-se na região com valores maiores que sua mediana, apontando para a tendência de ocorrência de um cenário mais úmido que o atual. Quanto a anomalia de temperatura, os modelos projetam um crescimento da mesma no decorrer das décadas, o que implica na tendência de ocorrência de um cenário cada vez mais quente na região.

A RCP 8.5 (Figura 4) no início do século apresenta mediana da anomalia de precipitação negativa porém com o avançar das décadas tende a se tornar positiva. Semelhante ao que ocorre na Região Nordeste, a RCP8.5 apresenta maiores anomalias de temperatura no final do século XXI do que no inicio, com valores superando os 6ºC (CanESM2). No geral, os modelos majoritariamente se concentram apontando para um cenário futuro mais quente e úmido.

4. CONCLUSÕES

Na Região Nordeste a maioria dos, modelos em ambas as RCP's, apontam para a ocorrência de um cenário mais seco e quente. Contudo a RCP 8.5 apresenta-se como o cenário de maior dispersão entre os modelos e maiores anomalias de temperatura. Na Região Sudeste, os modelos apontam para a ocorrência de um cenário futuro mais úmido, porém quente. As anomalias de precipitação, como os modelos estão mais dispersos, possuem maiores incertezas do que as anomalias de temperatura.

Em ambas as regiões, os modelos da RCP 8.5 apresentaram maiores anomalias de temperatura, porém com maior dispersão entre os modelos. Esse cenário trás consigo um alerta de que medidas preventivas devem ser tomadas para enfrentar os desafios impostos pelas mudanças climáticas, tornando os hidrossistemas pertencentes a essas regiões mais resilientes.

Figura 3 – Anomalias de temperatura e precipitação para a região Sudeste segundo modelos da RCP 4.5.

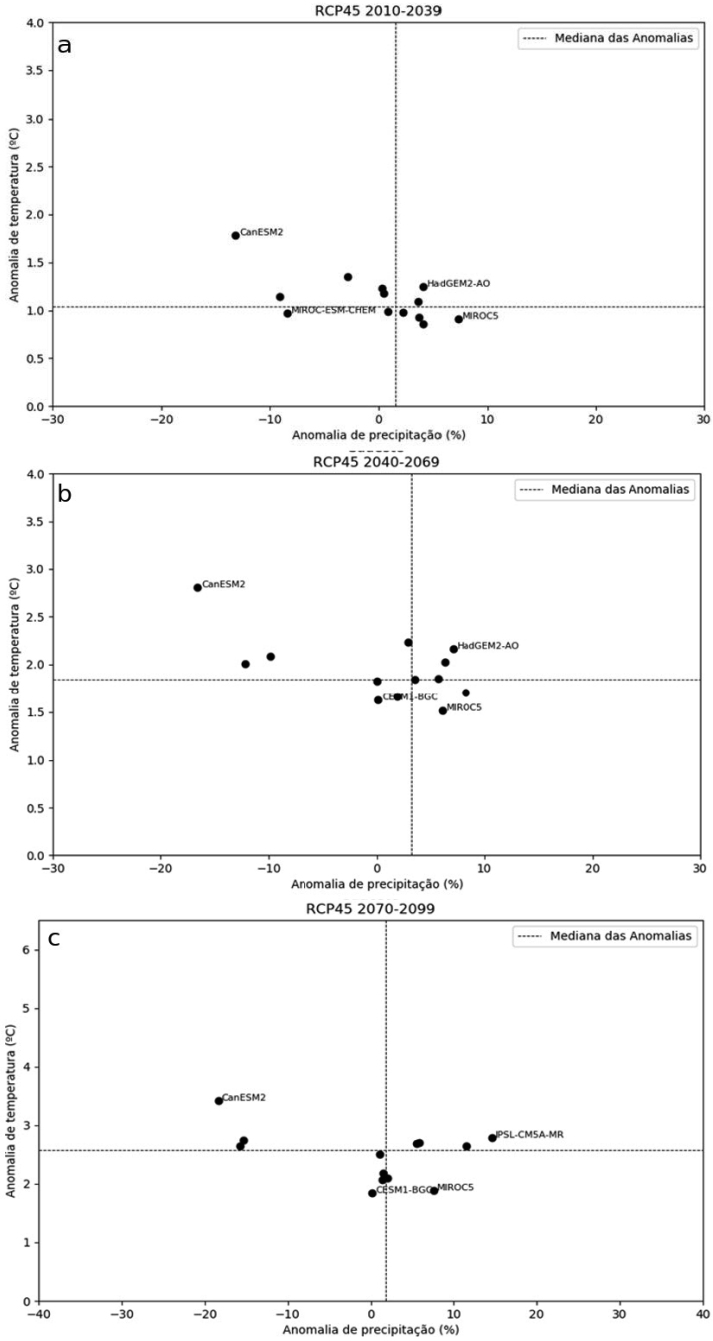
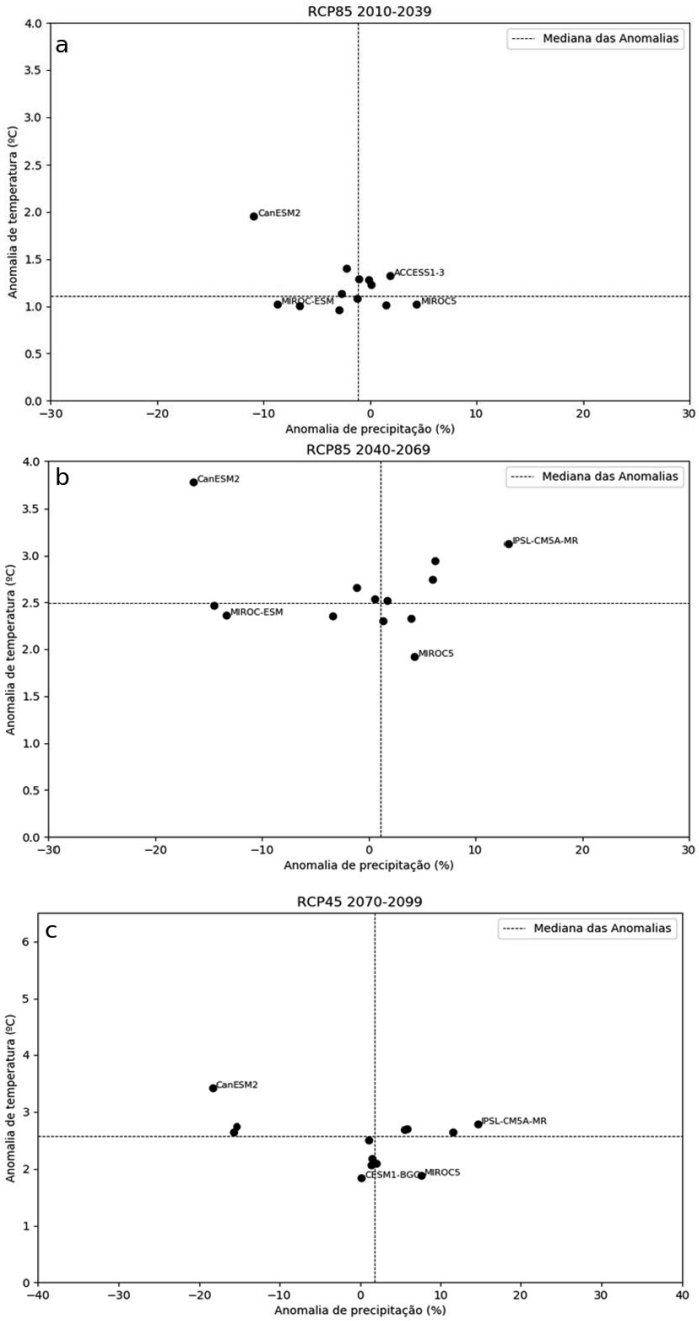


Figura 4 – Anomalias de temperatura e precipitação para a região Sudeste segundo modelos da RCP 8.5.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLISON, I. The science of climate change: questions and answers. **Australian Academy of Science**, n. February, p. 1–44, 2015.

FLATO, G. et al. Evaluation of Climate Models. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013**, v. 5, p. 741–866, 2013.

GUIMARÃES, S. DE O. **PROJEÇÕES DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O NORDESTE BRASILEIRO DOS MODELOS DO CMIP5 E DO CORDEX**. Dissertação—Fortaleza: Universidade Estadual do Ceará, 2015.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Synthesis Report.** Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014a. 151 p.

MARENGO, J. A. Mudanças Climáticas Globais e Regionais: Avaliação do Clima Atual do Brasil e Projeções de Cenários Climáticos do Futuro. **Revista Brasieira de Meteorologia.** v. 16, n. 1, p. 01-18, 2001.

MARENGO, J. A. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. MMA, Ministério do Meio Ambiente, 2006.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, v. 8, p. 5–28, 2007.

MENDONÇA, F.; OLIVEIRA, I. M. D. **Climatologia: noções básicas e climas do Brasil**. Oficina de textos, 2017.

PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo GT1.** PBMC, Rio de Janeiro, Brasil. p. 24, 2013.

SILVEIRA, C. S. et al. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste Do Brasil, Amazônia e Bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.28, n.3, 317-330, 2013.

TAYLOR, K. E.; STOUFFER, R. J.; MEEHL, G. A. An overview of CMIP5 and the experiment design. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 93, n. 4, p. 485–498, 2012.

VAN VLIET, M. T. et al. Power-generation system vulnerability and adaptation to changes in climate and water resources. **Nature Climate Change**, 2016.

VAN VUUREN, D. P. et al. The representative concentration pathways: an overview. **Climatic change**, v. 109, n. 1–2, p. 5, 2011.

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE PARAÍBA DO SUL

Cleiton da Silva Silveira
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O IPCC aponta que as mudanças climáticas afetam de forma direta e indireta grande parte da população, sua saúde, os recursos hídricos, a infraestrutura urbana e rural, as zonas costeiras, as florestas e a biodiversidade, além de setores econômicos – como agricultura, pesca, produção florestal, geração de energia, indústrias – além das cadeias destes setores.

O IPCC aponta impactos de grande magnitude sobre a América do Sul, estas são reportadas em várias pesquisas em todo o mundo (MARENGO e SOARES, 2005; NOBRE, 2005; IPCC, 2007a; MARENGO e VALVERDE, 2007; SILVEIRA *et al.*, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2013), especialmente sobre os recursos hídricos e setores econômicos relacionados, impondo aos gestores a necessidade de formular e implementar medidas de adaptação e mitigação para tornar os hidrosistemas brasileiros mais resilientes.

No Brasil, o aumento da demanda de água da irrigação projetado para as próximas décadas associada a vulnerabilidade ao clima futuro pode levar à diminuição da segurança alimentar, especialmente nas regiões semiáridas (BATES et al., 2008). Mudanças nos padrões de escoamento nas bacias podem atingir, ainda, a geração de energia hidroelétrica no país (SILVEIRA et al., 2014).

Essas informações sobre impacto das mudanças climáticas em hidrossistemas são relevantes, já que a gestão e planejamento em recursos hídricos é feita com base na hipótese da estacionariedade, contudo as alterações climáticas e modificações no uso e ocupação no solo invalidam esse pressuposto. Essa hipótese pode contribuir para a deflagração de diversos problemas, como a ineficiência do planejamento da infra-estrutura hídrica e da alocação desse recurso.

Atualmente, os grandes centros urbanos brasileiros encontram-se num estágio de adaptação insuficiente frente variabilidade hidrológica existente (devido a variabilidade climática em múltiplas escalas temporais e a decorrente das alterações no uso e ocupação nas bacias), isto requer que os sistemas de gerenciamentos de recursos hídricos adotem simultaneamente medidas que sejam capazes de suprir as vulnerabilidades frente as condições climáticas atuais e aquelas projetadas com base no crescimento de demanda e mudanças climáticas.

Avaliar a vulnerabilidade e as variações das disponibilidades hídricas superficiais em regiões urbanas, como a Bacia do Paraíba do Sul é bastante importante, já que interferem no planejamento dos serviços ambientais e ecológicos além da infraestrutura urbana ao longo de sua distribuição.

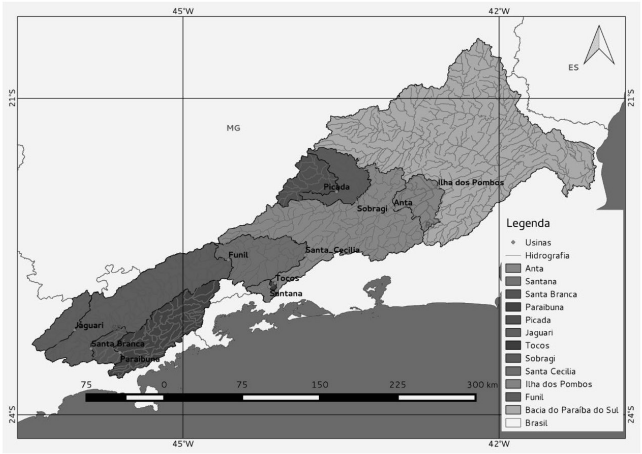
2. METODOLOGIA

A metodologia divide-se, basicamente, em quatro etapas. A primeira consiste em estimar as evapotranspirações a partir dos conjuntos de temperatura oriundos dos modelos do IPCC-AR5, usando o método de *Penman-Motheith*. A segunda consiste na obtenção das precipitações médias dos modelos para bacia de interesse, para posterior correção estatística para remoção de viés usando a função de distribuição gama. Já na terceira etapa, obtém-se as vazões usando o modelo hidrológico SMAP, tendo como dados de entrada as evapotranspirações e precipitações corrigidas. A quarta etapa consiste em avaliar os resultados das projeções utilizando algumas métricas e medidas de tendência. Desta forma, é possível quantificar a sensibilidade da oferta à variabilidade e as (às) mudanças climáticas.

2.1. REGIÃO DE ESTUDO

O Paraíba do Sul apresenta domínio interestadual possuindo grande complexidade física, política e institucional, enfrentando grandes dificuldades quando se trata de planejamento estratégico de longo prazo, conforme Figura 1 . O Rio Paraíba do Sul nasce no Estado de São Paulo, na Serra da Bocaina, a 1.800 m de altitude, formado pela junção dos rios Paraibuna e Paraitinga, seus principais afluentes têm nascentes em território mineiro. Por fim, deságua no mar do Norte fluminense, no município de São João da Barra, após percorrer mais de 1.100 km. A Bacia do Rio Paraíba do Sul abrange, total ou parcialmente, 184 municípios, sendo 39 localizados no Estado de São Paulo, 57 no Estado do Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais. Possui um sistema hidráulico complexo, composto por quatro reservatórios de grande porte e uma transposição de água para a Bacia do Rio Guandu no médio curso, Estado do Rio de Janeiro (COSTA el al, 2015; FERNANDES et al, 2015).

Figura 1 - Bacia do Paraiba do Sul



Dos 92 municípios do Rio de Janeiro, 57 estão na Bacia do Rio Paraíba do Sul. O abastecimento de cerca de 75% da população total do Estado, além de indústrias e atividades agrícolas de grande parte do Estado provém desta bacia. O Rio Paraíba do Sul abastece 17 municípios ao longo de seu percurso, além de nove cidades na Região Metropolitana, através da transposição para o Rio Guandu, aumentando a disponibilidade hídrica natural do Rio Guandu, constituindo-se a principal fonte de abastecimento público da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). Estima-se que 75% da população da metrópole, mais de 10 milhões de pessoas, depende deste manancial para suprir suas necessidades hídricas (PERHI, 2014). A segurança hídrica do Rio de Janeiro está condicionada a oferta hídrica do Rio Paraíba do Sul para os usos múltiplos, em períodos de estiagem longos há riscos elevados no que se refere a garantia de abastecimento da população e desenvolvimento das atividades econômicas regionais.

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul destaca-se pelos acentuados conflitos de usos múltiplos associados ao desvio das águas para a bacia hidrográfica do rio Guandu com a finalidade de geração de energia e abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro - RMRJ, formando o que foi chamado de Sistema Hidráulico do Rio Paraíba do Sul.

O Sistema Hidráulico do Rio Paraíba do Sul é formado por quatro reservatórios de regularização, Paraibuna/Paraitinga, Santa Branca, Jaguari e Funil, as características principais destes reservatórios é mostrada na Tabela 1. Estes procuram garantir a afluência adequada para a operação de Santa Cecília, onde se efetiva a divisão entre as águas que serão bombeadas para o RMRJ, bacia do rio Guandu, e a vazão que segue para jusante no rio Paraíba do Sul. A estação elevatória de Santa Cecília tem capacidade de retirada de 160 m^3/s, esse valor equivale a mais de 50% da vazão média do rio no local (Atlas Brasil de Abastecimento Urbano de Água, 2010) e o Sistema é operado de forma a garantir uma vazão mínima afluente neste aproveitamento, com intuito de abastecer a bacia do rio Guandu. Com isso, a operação de todos os reservatórios de montante da bacia do Paraíba do Sul fica condicionada ao atendimento da vazão afluente a Santa Cecília.

O sistema é operado pelo Operador Nacional de Sistema (ONS), ditadas pela definição de usos múltiplos na **Resolução Conjunta ANA/ DAEE/IGAM/INEA nº 1.382**, de 7 de dezembro de 2015, que entrou em vigor no dia 30 de novembro de 2016. Para atender a vazão mínima afluente em Santa Cecília, faz-se o balanço hídrico da vazão defluente de Funil, determinada pelo escoamento na própria bacia e pelas vazões dos reservatórios de montante, Paraibuna, Santa Branca e Jaguari.

Tabela 1- Características dos reservatórios que compõem a Bacia do Rio Paraíba do Sul.

Reservatórios	Volume Máximo (hm^3)	Volume Mínimo (hm^3)	Volume Útil (hm^3)	Vol. Mínimo / Vol. Máximo (%)	Distribuição do Volume Útil (%)	Área da Bacia Incremental (km^2)
Paraibuna	4.731,7	2.095,6	2.636,1	44,29	61%	4.150
Santa Branca	439,0	131,0	308,0	29,84	7%	768
Jaguari	1.235,6	443,1	792,5	35,86	18%	1.300
Funil	888,3	283,0	605,3	31,86	14%	7.192
Reservatório Equivalente	7.294,7	2.952,8	4.341,9	40,48	100%	13.410
Sta Cecília	5,6	3,4	2,2	60,97	–	3.284

2.2. IPCC-AR5

Os dados provenientes do IPCC são resultados de simulações de modelos atmosféricos globais de centros de pesquisa que contribuem para a confecção do relatório do IPCC-AR5, os modelos possuem como forçantes as concentrações de gases de efeito estufa durante o século XX e as estimativas de concentração no século XXI.

Como parte da fase preparatória para o desenvolvimento dos novos cenários para o AR5, foram criados os chamados RCPs (*Representative Concentration Pathways*), que servem como entrada para modelagem climática e química atmosférica nos experimentos numéricos do CMIP5. Os RCPs recebem seus nomes a partir dos níveis das forçantes radiativas, conforme relatado por cada equipe de modelagem elaboradora de cada RCP. Assim, RCP-X implica em um cenário no qual a forçante radiativa de estabilização ou de pico ou ao final do século XXI corresponde a X $W.m^{-2}$. Neste trabalho serão usados os cenários RCP4.5 e RCP8.5 para análise das projeções do século XXI e três modelos globais do IPCC-AR5.

O cenário RCP4.5 pressupõe que a forçante radiativa estabiliza pouco depois de 2100, sem ultrapassar o nível de radiação a longo prazo de 4,5 W/m^2. Essa projeção é consistente com a estabilização da demanda energética mundial, programas de reflorestamento fortes e políticas climáticas rigorosas. Além disso, sugere uma estabilização das emissões de metano associados a um leve aumento das emissões de CO_2 até 2040 até atingir o valor alvo de 650 ppm de CO_2 equivalente na segunda metade do século XXI.

O cenário RCP8.5 sugere um crescimento contínuo da população associada a um desenvolvimento tecnológico lento, resultando em acentuadas emis-

sões de dióxido de carbono. Este cenário é considerado o mais pessimista para o século XXI em termos de emissões de gases do efeito de estufa, sendo consistente com nenhuma mudança política para reduzir as emissões e forte dependência de combustíveis fósseis.

2.3 DADOS UTILIZADOS

Foram utilizados para calibração do SMAP as informações de vazões disponibilizadas pelo ONS e precipitações do CRU, GPCC e Hidroweb para as bacias de montante e jusante de Santa Cecília, conforme bacias da Figura 1.

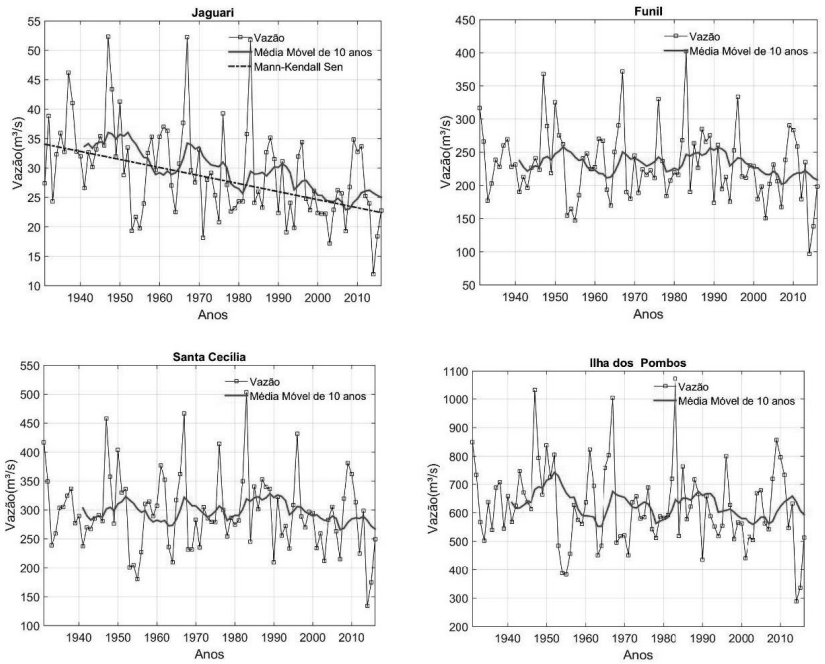
RESULTADOS

Nas Figuras 2, observa-se uma acentuada variabilidade interanual das vazões médias na bacia do Paraiba do Sul. Observa-se, ainda, que essas vazões médias apresentam uma amplitude elevada no período de tempo analisado, com mínimo de 15m³/s e máximo de 53m³/s na Figura 2(a), mínimo de 100m³/s e máximo de 400m³/s na Figura 2(b) , mínimo de 150m³/s e máximo de 500m³/s na Figura 2(c), mínimo de 300m³/s e máximo de 1050m³/s na Figura 2(d). O posto de Jaguari n nascente do Rio de Janeiro apresenta tendência negativa e os demais não apresentam tendência significativa no período.

Os mínimos mostrados na Figura 2 foram encontrados durante a crise hídrica de 2013-2015. Os sistemas de abastecimento urbano dos rios Paraíba do Sul e Guandu sem reservação foram os mais afetados por não disporem de estruturas capazes de reservar água e contribuir para uma vazão regular ao longo do ano. Mesmo os sistemas que possuíam sistema de reservatórios foram obrigados a reduzir a vazão regularizada com o intuito de economizar água e assegurar o atendimento dos usos múltiplos durante o período de estiagem.

No setor de geração hidroelétrica houve uma redução na quantidade de energia gerada. Comparando o intervalo de 2010 a 2013 com o de 2013 a 2014 constatou-se uma diminuição de 19,4%, entre 2014 e 2015 a redução foi ainda maior, chegando à 30,9%. Outros setores como agropecuária tiveram perdas ainda maiores, 60% na fruticultura, 30% na cafeicultura, 40% na cultura de tomate, 60% na cultura da cana de açúcar e 60% na bovinocultura. O setor industrial também foi consideravelmente afetado, sendo necessário recorrer a medidas de otimização e redução de consumo. Como por exemplo uso de água de chuva, reuso da água, controle de consumo, campanhas de conscientização e até mesmo uso de poço artesiano. O setor de saneamento, necessitou de um esforço coletivo considerável para assegurar o abastecimento de áreas urbanas de muitos municípios do estado, sendo necessário adaptação de seus sistemas de captação, inclusive da ETA Guandu que abastece a maior parte da Metrópole do Rio de Janeiro (COSTA et al., 2017).

Figura 2 - Tendências das Vazões Naturais afluentes do OnS.

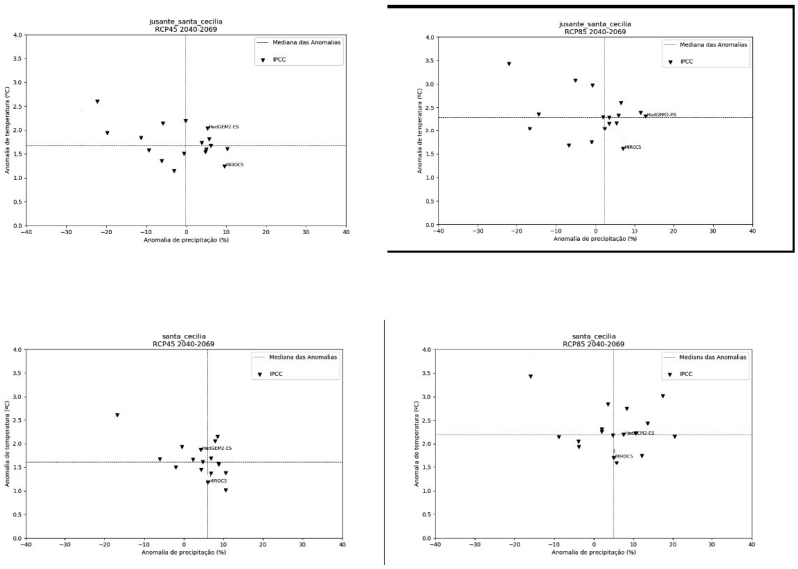


Na Figuras 3 são mostradas as anomalias das médias anuais de precipitação dos modelos do CMIP5 na bacia do rio Paraiba do Sul, no período de 2040 a 2069. Os cenários RCP 4.5 e RCP8.5 são confrontados com o período de 1961 a 2000. Os modelos são dipostos em quadrantes formados pelo cruzamento das medianas das anomalias de precipitação e temperatura.

Os modelos divergem quanto ao futuro da precipitação para ambos os cenários. Porém, concordam que a temperatura deve aumentar no período, discordando apenas em magnitude. Para o cenário RCP8.5, os impactos na temperatura são maiores, onde a anomalia de temperatura é superior a 1,5°C para a maioria dos modelos.

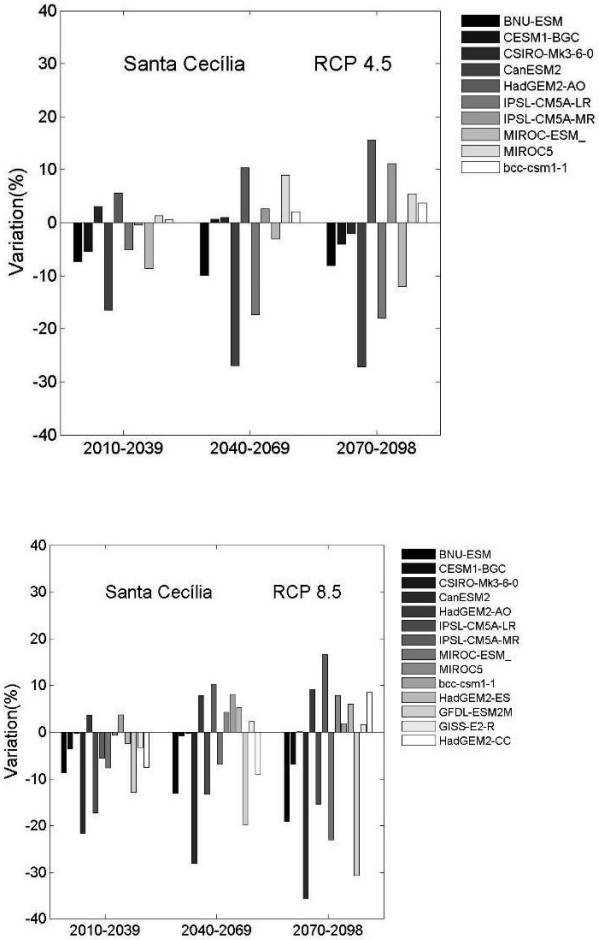
A mediana da anomalia de precipitação para os três períodos e cenários apresentou-se levemente superior a 0%, enquanto a mediana das anomalias de temperatura foi aproximadamente 1,3°C no periodo de 2011 a 2040 para ambos os cenários e se deslocou na direção positiva nos demais períodos.

Figura 3 - Anomalias de precipitação e temperatura a montante e a jusante Santa Cecília.



Há divergências quanto ao futuro das precipitações no Paraiba do Sul, não apenas na intensidade da mudança, como na direção da mudança. Este fato amplifica-se quando se analisam as vazões. Contudo a mediana das anomalias de precipitações apresenta positiva na maioria dos periodos e bacias. Nas vazões a divergência se amplifica e os modelos mostram amplitude de variações de -30% a quase 20% no último período de 30 anos analisados.

Figura 4 - Anomalias de vazões em Santa Cecília.



4. CONCLUSÕES

As mudanças climáticas representam um desafio para a gestão de recursos hídricos à medida que geram um conjunto de alterações que afetam o ciclo hidrológico. Além dos impactos esperados no regime hidrológico, esperam-se prováveis mudanças na demanda de diversos setores usuários. A elevação da temperatura e da evapotranspiração poderá acarretar, entre outros efeitos, maior necessidade de irrigação, refrigeração, consumo humano e dessedentação de animais em determinados períodos e regiões. Essas constatações estão associadas a um estado geral de aumento no consumo de energia, na demanda hídrica da agricultura e do abastecimento humano nos centros urbanos. Portanto, as consequências das mudanças climáticas podem alterar a confiabilidade dos sistemas de água brasilei-

ro atual e a gestão dos usos e das infraestruturas de suprimento hídrico. A análise proposta neste trabalho visou gerar informações sobre o impacto das mudanças climáticas sobre as vazões do Paraíba do Sul Brasil. Essas informações podem ser usadas pelos gestores na adoção de políticas energéticas e auxiliar medidas que minimizem os impactos de tais cenários.

Todos os modelos apresentaram tendência positiva para a temperatura no período de 2011 a 2100 e divergem quanto o futuro das precipitações. Apesar dessa divergência, o conjunto de modelos projetam anomalias entre -20% e 10% no período de 2040 a 2069.

Os impactos das mudanças climáticas somadas ao crescimento da demanda na Bacia podem intensificar as crises hídricas na região, podendo causar novos conflitos como o ocorrino entre 2013-2015 entre Rio de Janeiro e São Paulo. O estresse hídrico a qual encontra-se submetido algumas regiões do Rio de Janeiro e Estados vizinhos destacam a necessidade urgente de harmonização das metodologias de planos operacionais de emergência, assim como de acordos sobre projeções futuras acerca de abastecimento para os estados envolvidos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídrico do Brasil – 2009. **Agência Nacional de Águas**. Brasília, 204p., 2009.

BRASIL. Plano Nacional sobre Mudança Climática, Decreto nº 6.263, de 21 de novembro de 2007. **Comitê Interministerial sobre mudanças do clima**, Brasília, 2007.

BRASIL. Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada Para Consecução Do Objetivo Da Convenção-Quadro Das Nações Unidas Sobre Mudança Do Clima. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf. Acesso: 10.julho.2016, s.d.

IPCC. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, p. 23, 2007a.

IPCC. Climate Change 2007: The physical science basis**. Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, p. 18, 2007b.

KUNDZEWICZ, Z. W.; MATA, L. J.; ARNELL, N. W.; *et al*. Fresh water resources and their management. **Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Parry ML, Canziani O, Palutikof J, van der Linden P, Hanson C, p. 173–210. Cambridge University Press: Cambridge, UK. 2007.

LAVADO, C. W. S.; RONCHAIL, J.; LABAT, *et al*. Basin-scale analysis of rainfall and runoff in Peru (1969-2004): Pacific, Titicaca and Amazonas drainages. **Hydrological Sciences Journal** v. 57, p. 625-642, 2012.

MARENGO, J. A.; SOARES, W. R. Impacto das mudanças climáticas no Brasil

e Possíveis Cenários Climáticos: Síntese do Terceiro Relatório do IPCC de 2001. **CPTEC-INPE**. São Paulo, p. 29, 2005.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, Campinas-SP, n. 8, Maio 2007.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; SOARES, W. R.; *et al*. Extreme climatic events in the Amazon basin. **Theor Appl Climatol**, DOI 10.1007/s00704-011-0465-1, v. 107, p. 73–85, 2012.

NOBRE, C. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança no clima**.** In**: Brasil, Presidência da Republica.Núcleo de Assuntos Estratégicos.** Mudança do clima: Negociações Internacionais sobre a Mudança do Clima. Brasilia, p. 147-216, 2005.

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian deforestation and regional climate change. **J. Clim.**, v. 4, p. 957-988, 1991.

NOBRE, P.; SHUKLA, J. Variations of sea surface temperature, wind stress and rainfall over the tropical Atlantic and South America. **Journal of Climate**, v. 9, p. 2464-2479, 1996.

NÓBREGA, M. T.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, G. E. M.; PAZ, A. R. Uncertainty in climate change impacts on water resources in the Rio Grande Basin, Brazil. **Hydrology and Earth System Science**. v. 15, p. 585–595, 2011.

PBMC. Sumário Executivo do Volume 1 - Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 para o 1o Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Brasil, Volume Especial para a Rio+20. 34p., 2012.

SILVEIRA, C. S. *et al*. Sazonalidade da Precipitação Sobre o Nordeste Setentrional Brasileiro nas Simulações do IPCC-AR4. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, n.2, p125-134. 2012.

SILVEIRA, C. S. *et al.* Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, ISSN 0102-7786. v. 28, n. 3, p. 317-330, Setembro 2013.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; CABRAL, S. L. Análise das Projeções de Precipitação do IPCC-AR4 para os Cenários A1B, A2 e B1 para o Século XXI para Nordeste Setentrional do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.18, n.2, p117-134. 2013.

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO, CEARÁ

Cleiton da Silva Silveira
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas podem modificar os padrões médios de uma variável hidrológica e condicionar o risco associado à ocorrência de eventos extremos hidrológicos (cheias e secas) para um local ou região. A possibilidade de quantificação dos riscos permite que decisões possam ser tomadas para que os impactos de tais eventos sejam minimizados, reduzindo assim o grau de vulnerabilidade de uma determinada região.

> O Ceará, historicamente é marcado por grandes prejuízos associados a eventos climáticos extremos, como cheias e secas. Pequenas flutuações, associadas às condições climáticas, provocam significativos impactos sociais e econômicos sobre a região (SOUZA FILHO e MOURA, 2006). Desta forma, identificar padrões de variação ou mudanças climáticas é importante, já que impacta os recursos hídricos, agricultura e outras áreas relevantes.
>
> Vários estudos foram realizados com o objetivo de verificar as influencias das mudanças climáticas nos recursos hídricos, empregando os resultados dos cenários e modelos de circulação geral e regional do CMIP3 e CMIP5, acoplando esses resultados ao modelo hidrológico, ou apenas criando cenários hipotéticos de modificações climáticas (MILLY et al., 2005; TOMASELLA et al., 2009, SILVEIRA et al., 2014).

Dentre os modelos conceituais disponíveis para a realização de estudo de séries hidrológicas com intervalo de tempo mensal, de distribuição livre e código aberto, destacam-se os modelos concentrado *Soil Moisture Accounting Procedure* - SMAP (LOPES et al.,1981) e o modelo semi-distribuído para Grandes Bacias – MGB (COLLISCHONN et al., 2007). No entanto, segundo Guilhon et al. (2007), apesar do modelo MGB possuir uma melhor representação dos processos dinâmicos da água no solo, requer um número muito maior de informações, e seus resultados para as bacias dos rios Paraná e Paranaíba foram muito próximos dos resultados obtidos com as previsões do modelo SMAP.

> O objetivo deste trabalho é analisar as projeções dos modelos globais do CMIP5 (publicados pelo quinto relatório do IPCC-AR5) para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 para o século XXI**,** buscando avaliar como as mudanças climáticas podem afetar algumas variáveis meteorológicas e hidrológicas das principais bacias dos reservatórios do Estado do Ceará, o sistema Jaguaribe-Metropolitano.

2. METODOLOGIA

A metodologia divide-se, basicamente, em quatro etapas. A primeira consiste em estimar as evapotranspirações a partir dos conjuntos de temperatura oriundos dos modelos do IPCC-AR5, usando o método de *Penman-Motheith*. A segunda consiste na obtenção das precipitações médias dos modelos para bacia de interesse, para posterior correção estatística para remoção de viés usando a função de distribuição gama. Já na terceira etapa, obtém-se as vazões usando o modelo hidrológico SMAP, tendo como dados de entrada as evapotranspirações e precipitações corrigidas. A quarta etapa consiste em avaliar os resultados das projeções utilizando algumas métricas e medidas de tendência. Desta forma, é possível quantificar a sensibilidade da oferta à variabilidade e as (às) mudanças climáticas.

2.1. SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANA

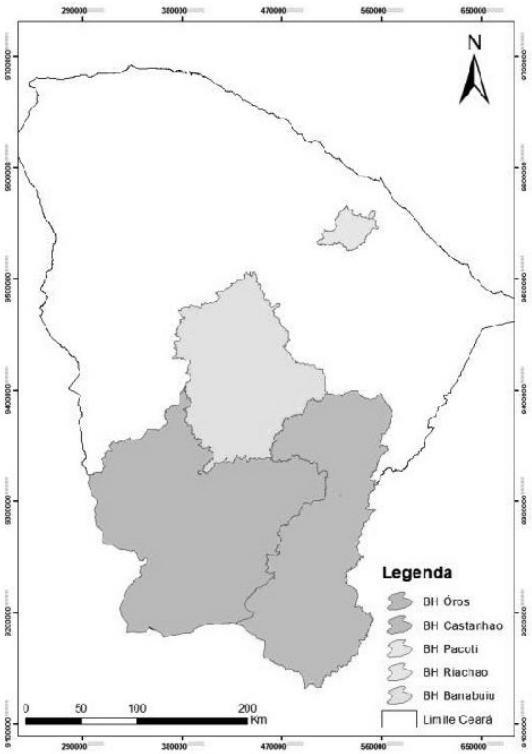
O sistema Jaguaribe-Metropolitano é o principal sistema de reservatórios do Estado, segundo Ribeiro (2011). Por ser localizada no semiárido do nordeste brasileiro é uma região pobre em volume de escoamento de água dos rios. Essa situação pode ser explicada pela alta evaporação, pela variabilidade temporal das precipitações e pelas características geológicas dominantes. É um lugar onde há predominância de solos rasos baseados sobre rochas cristalinas e, consequentemente, baixas trocas de água entre o rio e o solo adjacente. O resultado é a existência de uma densa rede de rios intermitentes.

O sistema de abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) é formado por cinco reservatórios: Pacoti, Riachão e Acarape do Meio na Bacia do Rio Pacoti; Pacajus na bacia do rio Choró e Gavião na bacia do rio Cocó, sendo esses reservatórios interligados por canais e adutoras.

A demanda de água da bacia do Jaguaribe é destinada 80% para irrigação e 20% para consumo urbano, e a demanda de água das Bacias Metropolitanas é predominantemente para uso urbano e industrial. Por conseguinte, são distribuídas relativamente uniformes as demandas na bacia Metropolitana durante o ano, enquanto na bacia de Jaguaribe se concentram no período de agosto a novembro com uso pela irrigação.

O presente trabalho considera os cinco principais açudes do Sistema Jaguaribe Metropolitano: Orós, Banabuiú, Castanhão, Pacoti/Riachão e Gavião. Conforme mostra a Figura 1. Sendo Pacoti/Riaçhão considerado apenas uma bacia.

Figura 1- Reservatórios do Ceará por Região Hidrográfica.



2.2. DADOS OBSERVACIONAIS

A base de dados observacionais utilizada para fazer a correção estatística gama para precipitação é proveniente dos dados pluviométricos disponibilizados pela FUINCEME e SUDENE.

O conjunto de dados tem periodicidade mensal entre os anos de 1950 e 1999, sendo usados para a correção estatística dos modelos globais do IPCC--AR5. Da mesma forma, os dados da FUNCEME e SUDENE foram utilizados para validação e calibração do modelo SMAP para as bacias do Ceará.

2.3. MODELOS DO CMIP5

Os dados provenientes do CMIP5 são resultados de simulações de modelos globais de alguns centros de pesquisa que contribuem para confecção dos relatórios dos IPCC (conformeTabela 1), forçadas pelas concentrações observadas de gases de efeito estufa durante o século XX.

Tabela 1- Modelos do CMIP5 analisados.

Modelos	Instituição
bcc-csm1-1	Beijing Climate Center, China MeteorologicalAdministration
BNU-ESM	College of Global Change and Earth System Science, Beijing Normal University
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis
CESM1-BGC	Community Earth System Model Contributors
CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with Queensland Climate Change Centre of Excellence
GFDL-ESM2M	NOAA Geophysical Fluid Dynamics Laboratory
HadGEM2-AO	National Institute of Meteorological Research/Korea Meteorological Administration
HadGEM2-CC	*Met Office Hadley Centre – Carbon Cycle*
HadGEM2-ES	*Met Office Hadley Centre – Earth System*
IPSL-CM5A-LR	*Institut Pierre-Simon Laplace –Low Resolution*
IPSL-CM5A-MR	*Institut Pierre-Simon Laplace– Medium Resolution*
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology
MIROC-ESM	Max Planck Institute for Meteorology

Como parte da fase preparatória para o desenvolvimento dos novos cenários para o AR5, foram criados os chamados RCPs (Representative Concentration Pathways), que servem como entrada para modelagem climática e química atmosférica nos experimentos numéricos do CMIP5. Os RCPs recebem seus nomes a partir dos níveis das forçantes radiativas, conforme relatado por cada equipe de modelagem elaboradora de cada RCP. Assim, RCP-X implica em um cenário no qual a forçante radiativa de estabilização ou de pico ou ao final do século XXI corresponde a X $W.m^{-2}$. Neste trabalho serão usados os cenários RCP4.5 e RCP8.5 para análise das projeções do século XXI.

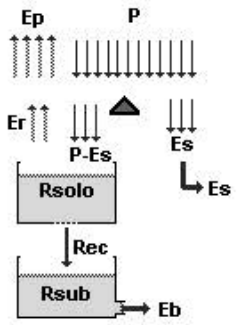
2.4. O MODELO HIDROLÓGICO SMAP

O modelo chuva-vazão *SoilMoistureAccounting Procedure* – SMAP (Lopes *et. al.*, 1981) é do tipo conceitual, determinístico e de estrutura concentrada. Este modelo faz parte da grande família dos modelos hidrológicos de cálculo de umidade do solo. Sua estrutura é relativamente simples, cujos parâmetros são relacionados com parâmetros físicos médios da bacia.

O SMAP, em sua versão mensal, utiliza em seu esquema conceitual de dois

reservatórios lineares representando o solo (camada superior) e o aquífero, como pode ser visualizado na Figura4. A cada evento de precipitação (P) é realizado um balanço de massa. Uma parcela de (P) é transferida como escoamento superficial (Es). Este cálculo é feito através da equação do "*SoilConservation Service*" (SCS) para escoamento superficial. A lâmina restante da precipitação subtraída do escoamento superficial ($P\text{-}E_S$) sofre perda por evaporação em nível de evaporação potencial (Ep), logo a lâmina remanescente (P-Es-Ep) é adicionada a um reservatório que representa a camada superior do solo. Neste, a umidade é atualizada ao longo do tempo através das perdas por evapotranspiração real (Er) que dependem do nível do reservatório (Rsolo) e da capacidade de saturação do solo (Sat). Outra saída deste reservatório é a recarga no reservatório subterrâneo (Rec) onde é utilizado o conceito de capacidade de campo (Capc) para determiná-la. Este terceiro reservatório também é linear e o nível de água existente (Rsub) é deplecionado a uma taxa constante de recessão do escoamento básico (K), resultando em escoamento básico (Eb). A soma do escoamento superficial e básico fornece a vazão no ponto de controle da bacia.

Figura 2 - Esquema conceitual do modelo chuva-deflúvio SMAP.



O SMAP possui 6 parâmetros: capacidade de saturação do solo (Sat); parâmetro que controla o escoamento superficial (PEs); coeficiente de recarga, parâmetro relacionado com a permeabilidade na zona não saturada do solo (Crec); taxa de deplecionamento (K) do nível (Rsub) que gera o escoamento de base (Eb); taxa de umidade do solo inicial (TUin) que determina o nível inicial do reservatório (Rsolo); valor do escoamento de base inicial (EBin).

Para o uso deste modelo chuva-vazão as precipitações dos modelos do IPCC-AR5 são corrigidas estatisticamente usando a função de distribuição gama e evapotranspirações de entrada são obtidas a partir do método de Penman-Monteith.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nas Figuras 4 e 5 são mostradas as anomalias de temperatura, precipitação, evapotranspiração potencial e vazão média anual

> dos modelos do CMIP5 nas bacias do Ceará, em três períodos do século XXI: 2011 a 2040, 2041 a 2070 e 2071 a 2098.

Os modelos divergem quanto ao futuro da precipitação e vazões para ambos os cenários. Porém, concordam que a tempertura e a evapotranspiração potencial deve aumentar no periodo de 2011 a 2098, discordando apenas em magnitude.

Para o cenário RCP8.5, os impactos na temperatura são maiores, principalmente no último período de 30 anos do século XXI, onde a mediana das anomalias de temperatura é aproximadamente 4°C.Para o cenário RCP4.5 a maioria dos modelos mostra aumento de 1°C no período de 2011 a 2040, 2°C no período de 2041 a 2070 e 2,5°C no último período em relação ao período de 1950 a 1999.

A evapotranspiração potencial dos modelos mostram também anomalias positivas para os períodos em análises, isso implica numa maior demanda de água para as plantas, especialmente para o Jaguaribe, o que pode representar uma maior demanda de água para áreas irrigadas. O cenário RCP4.5 e RCP8.5 mostram aumentos semelhantes no primeiro e segundo período, com as anomalias médias anuais em torno de2% entre 2011 e 2040 e 4% no período de 2041 a 2070. Enquanto no período de 2071 a 2098 o RCP 8.5 mostra um aumento 6,5% e o RCP 4.5 4.5%.

Há divergências quanto ao futuro das prepicitaçãonas bacias do Ceará, não apenas na intensidade da mudança, como na direção da mudança. Este fato amplifica-se quando se analisam as vazões. Contudo a mediana das anomalias de precpitações e vazões apresentam-se negativas na maioria dos periodos e bacias, sugerindo uma maior possibilidade de reduções na magnitude das grandezas.

Para o cenário RCP4.5, nos período de 2011 a 2040 e 2041 a 2070, os modelos projetam valores de anomalia entre -20% e 20% de anomalias de precipitação. Já no no terceiro período, entre -25% e 40%.

> A bacia do Pacoti–Riachão é a que apresenta um maior número de modelos indicando aumento da vazão média anual, em comparação com as demais bacias em estudo, isto caracteriza a grande variação espacial provocada pelos impactos das mudanças climáticas. Apresentando mediana de anomalias de vazões positivas no período de 2011 a 2040.

Figura 4 – Anomalias de temperatura média anual (TAS) e evapotranspiração potencial (ETP), para o Óros, Castanhão, Banabuiu e Pacoti-Riachão. Sendo P1 o período de 2011 a 2040, P2 o período de 2041 a 2070 3 P3 o período de 2071 a 2098.

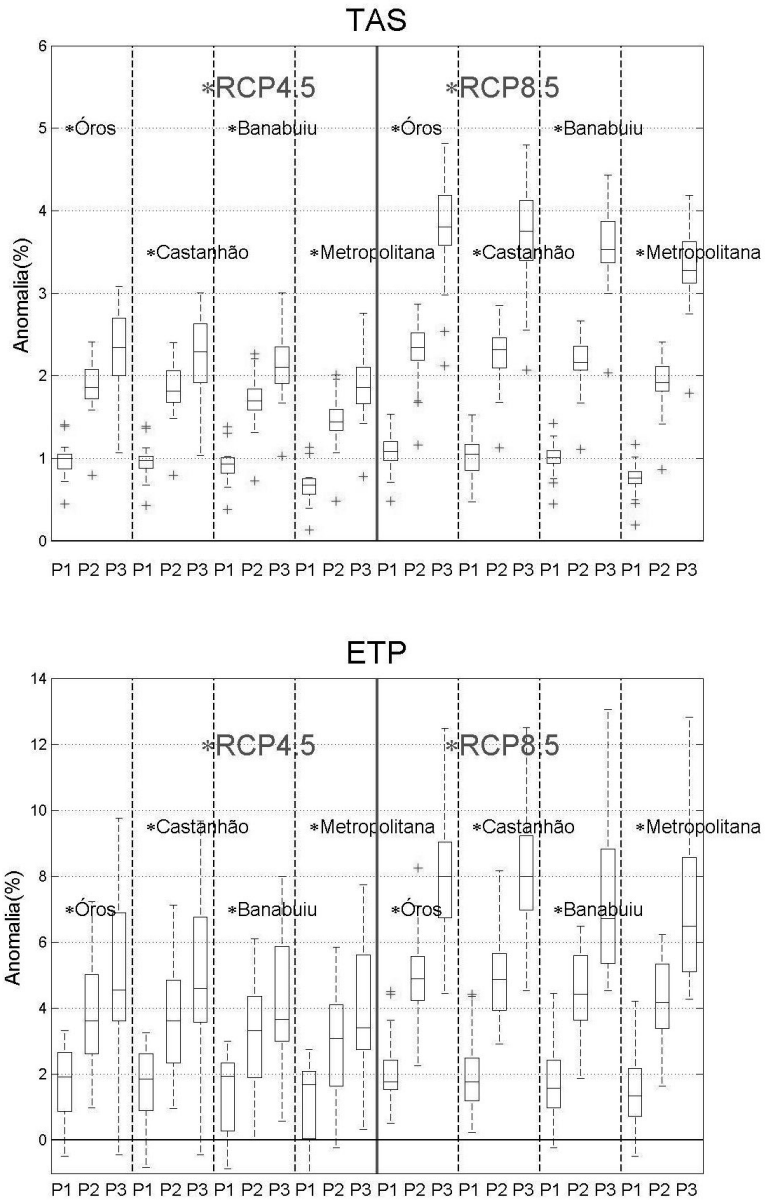
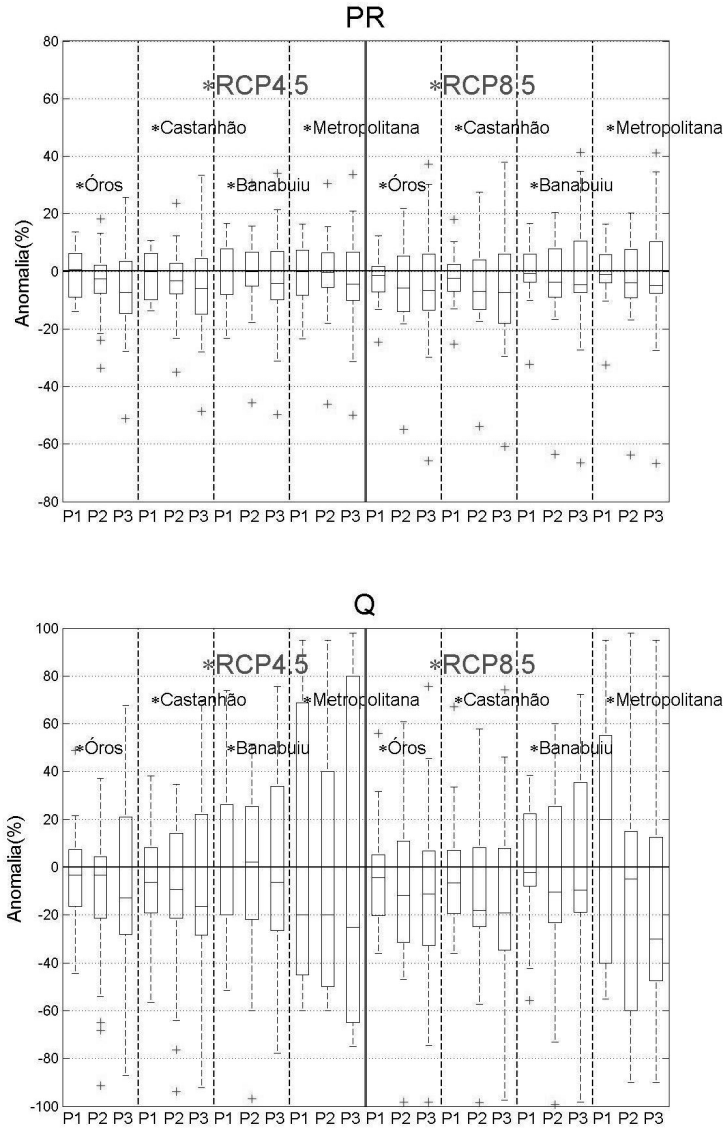


Figura 5 – Anomalias de precipitação(PR) e vazão(Q) para o Óros, Castanhão, Banabuiu e Pacoti-Riachão. Sendo P1 o período de 2011 a 2040, P2 o período de 2041 a 2070 3 P3 o período de 2071 a 2098.



3. CONCLUSÕES

Os modelos de cenarização da mudança do clima convergem consistentemente na indicação de aumento de temperatura e evapotranspiração potencial para todas as bacias analisadas. Este fato não se reproduz quando avaliada as precipitações produzidas pelos diferentes modelos. Havendo neste caso, discrepância não apenas na intensidade da mudança como na direção da mudança. Este fato amplifica-se quando se analisam as vazões.

Os modelos do CMIP5 indicam que a temperatura nos hidrossitemas deve aumentar, a mediana entre os modelos indica um acréscimo de aproximadamente 2,5°C nos últimos trinta anos do século XXI para o cenário RCP4.5 e aproximadamente 4,5°C para o cenário RCP 8.5. Já evapotranspiração potencial tem maior possibilidade de aumentar, sendo a que mediana das anomalias anuais indica valores acima de 6% no último período analisado, indicando uma maior pressão dos irrigantes pelo uso da água na região.

A maioria dos modelos capta os padrões sazonais de variabilidade no Ceará. Os modelos IPSL-CM5A-LR e IPSL-CM5A-MR apesar de apresentarem tendência positiva, apresentam AVAL abaixo da maioria dos modelos, portanto essa tendência precisa ser analisada de maneira ponderada. A região metropolitana apresenta a maior dispersão nos valores de anomalia de vazões, indicando que há uma incerteza muito grande associada à mudança climática na região.

Apesar dos modelos do CMIP5 mostrarem grande divergência para o sistema Jaguaribe-Metropolitano, os resultados obtidos podem ser usados para definir o volume outorgável de longo prazo. Possibilitando uma análise da incerteza dos volumes outorgáveis e dos níveis de garantia adotados no sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, R. G. et al. **Evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements.**. FAO-Irrigation and Drainage Paper. Roma, p. 297. 1998.

ALVES, B. C. C.; SOUZA FILHO, F. A.; SILVEIRA, C. S. Análise de tendência e Padrões de Variação das séries históricas de vazões do Operador Nacional de Sistemas(ONS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 19-34, 2013.

BANCO MUNDIAL. *Relatório sobre o desenvolvimento mundial de 2010: desenvolvimento e mudança climática*. São Paulo, 2010.

COLLISCHONN, W. et al. The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal** , v. 52, n. 5, p. 878-895, 2007.

GUILHON, L. G.; ROCHA, V. F.; MOREIRA, J. C. Comparação de métodos de previsão de vazões naturais afluentes a aproveitamentos hidroelétricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 3, p. 13-20, 2007.

IPCC 2014 Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp.

IPCC. **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability.**. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, p. 23. 2007.

IPCC. **Climate Change 2007: The physical science basis.** Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, p. 18. 2007.

IPCC. Climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability. In: MCCARTHY, J.J. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p.1.032.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR., B. P. F.; CONEJO, J. G. L. A. **Simulação Hidrológica:** Aplicações de um Modelo Simplificado. Anais do III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Fortaleza: [s.n.]. 1981. p. 42-62.

LOPES, J. E. G.; BRAGA, B. P. F.; CONEJO, J. G. L. SMAP -A Simplified Hydrological Model, Applied Modelling in Catchment Hydrology, Ed. V.P.Singh, **Water Resources Publications**, 1982.

MARENGO, J. A.; SOARES, W. R. **Impacto das mudanças climáticas no Brasil e Possíveis Cenários Climáticos: Síntese do Terceiro Relatório do IPCC de 2001.** CPTEC-INPE. São Paulo, p. 29. 2005.

MITCHELL, T. D.; FEDDES, R.B.R; FRITSCH, J.; HOFF, H; KABAT, P.; KÖNNEN, G; ZBIGNIEWKUNDZEWICZ. " Chapter 1: Brief Overview of the Science on Water and Climate" IN " DIALOGUE ON WATER AND CLIMATE. Editores: KABAT, P.; SCHULZE, R.E.; HELLMUTH, M.E.; VERAART, J.A.; " DIALOGUE ON WATER AND CLIMATE, 2002.

MILLY, P. C. D.; DUNNE, K. A.;., A. V. V. Global pattern of trends in streamflow e water availability in a changing climate. **Nature**, v. 438, Novembro 2005.

NOBRE, C. A. **Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança no clima.** In: Brasil, Presidência da Republica.Núcleo de Assuntos Estratégicos. Mudança do clima: Negociações Internacionais sobre a Mudança do Clima. Brasilia, p. 147-216. 2005.

NÓBREGA, M.T., COLLISCHONN, W., TUCCI, C.E.M., PAZ, A.R. Uncertainty in climate change impacts on water resources in the Rio Grande Basin, Brazil. **Hydrol. Earth Syst. Sci**., v. 15, p. 585–595, 2011.

PBMC. *Sumário Executivo do Volume 1 - Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 para o 1o Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas.* Brasil, Volume Especial para a

Rio+20,34p, 2012.

RIBEIRO, D. C. M. **Modelo de previsão de vazão aplicado ao nordeste brasileiro utilizando a informação climática para auxiliar a operação de hidrossistemas**. Fortaleza, p. 189. 2011.

SILVEIRA,C. S.; SOUZA FILHO, F. A. ; LOPES, J. E. G. ; BARBOSA, P. S. F. ; TIEZZI, R. O. Análise das projeções de vazões nas bacias do setor elétrico brasileiro usando dados do IPCC-AR4 para o século XXI. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, p. 59-71, 2014.

SILVEIRA, C.S.; SOUZA FILHO, F. A. ; CABRAL, S. L. . Análise das projeções de precipitação do IPCC-AR4 para os cenários A1B, A2 e B1 para o século XXI para nordeste setentrional do brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 2, p. 117-134, 2013.

SILVEIRA,C.S.; SOUZA FILHO, F. A. ; COSTA, A. A. ; CABRAL, S. L. . Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. Revista Brasileira de Meteorologia (Impresso), v. 28, p. 317-330, 2013.

SOUZA FILHO, F.A. "Variabilidade e Mudança Climática nos Semi-Áridos Brasileiros". Em Clima e Recursos Hídricos. . Ed. C.E.M Tucci e B. Braga, pp. 77-11. (Coleção ABRH, Porto Alegre, RS) 2003.

TOMASELLA, J. et al. **Estudo de impacto das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos superficiais e sobre os níveis dos aqüíferos na bacia do rio Tocantins.** Convênio de Cooperação Técnico-Científica INPE-VALE. [S.l.], p. Convênio de Cooperação Técnico-Científica. 2009.

WILKS, D. S. . 4. P. **Statistical Methods in the Atmospheric Science.**1. ed. San Diego: Academic Press, 1995.

PALEOSECAS NO NORDESTE DO BRASIL

Tyhago Aragão Dias
Francsico de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O Nordeste do Brasil (NEB), historicamente é marcado por grandes impactos socioeconômicos associados a eventos climáticos extremos, como cheias e secas (SOUZA FILHO e MOURA, 2006). Especialmente, devido à grande variabilidade interanual, a semiaridez e uma economia bastante dependente da agricultura a região é muito vulnerável as secas. Segundo Keyantash e Dracup (2002) secas são os desastres naturais com maior custo no mundo, com relativa baixa previsibilidade quanto a sua duração e intensidade.

A convivência da região com período de secas recorrentes forçou os Estados que compõem a região investirem em medidas estruturais e não estruturais. Como principal medida estrutural os estados criaram uma grande rede de reservatórios espalhada por todo território (CAMPOS e STUDART, 2003). Já como medidas não estruturais há o uso de instrumentos de gestão, como alocação negociada de água, mudanças nos termos de garantia e redução dos valores outorgado.

O gerenciamento de recursos hídricos é feito através da estocagem de água em reservatório, pequenos reservatórios podem reduzir os efeitos da variabilidade sazonal e reservatórios grandes podem reduzir a severidade média dos eventos de extremos de secas ou cheias. Contudo, em períodos de secas prolongadas, essa estocagem não é eficaz, pois a alta taxa de evaporação do espelho d´água tende a esvaziar os reservatórios.

Além disso, os órgãos gestores adotam como hipótese a estacionariedade das séries temporais e tornam os instrumentos de gestão ineficazes. A política de recursos hídricos, por exemplo, utiliza como critério de definição do volume outorgável (alocável no longo prazo) vazões de referência com garantia de 90%. Esta regra de operação pode levar a eventos severos de secas ao utilizar toda a água em períodos consecutivos de anos abaixo da média, esvaziando completamente o reservatório para os períodos subsequente.

Para mitigar esses impactos sobre a política de alocação e ter um planejamento mais eficiente sobre estes recursos se torna necessário desenvolver o conhecimento mais aprofundado sobre o clima do NEB e os eventos de seca em uma escala maior de tempo, como esses mecanismos forçantes do clima em baixa frequência atuam para a mudança do equilíbrio climático terrestre e se possa inferir com um menor grau de incerteza qual o papel da ação antropogênica.

Uma alternativa para melhor entender a mudança do clima forçado por esses mecanismos de baixa frequência e os impactos que esses processos tem na duração e intensidade dos fenômenos de seca é o estudo paleoclimatico que pode

ajudar a contar a história do clima como a resposta a essas mudanças, com essa intenção *Paleoclimate Modelling Intercomparison Project* (PMIP) tem a proposta de compreender os mecanismos de mudança do clima, identificar os fatores climáticos que moldam o nosso ambiente e avaliar a capacidade dos modelos em reproduzir diferentes respostas ao clima (Braconnot *et al.,* 2012).

As projeções climáticas para o final do século sobre o NEB segundo o conjunto de modelos do *Coupled Model Intercomparison Project* (CMIP5) mostram uma grande dispersão entre seus modelos, tal resultado pode estar associado a esse nível de incerteza sobre os processos físicos envolvidos como as variáveis não lineares do clima e seus feedback se relacionam em escala global, e a incapacidade de alguns modelos em representar com boa confiabilidade a topografia e vegetação devido a limitações de resolução. Mesmo com essas limitações propor cenários futuros oferece a oportunidade para pensar em políticas públicas mais eficientes e torna necessário a busca pela maior compreensão do clima para diminuir essas incertezas.

Para esse estudo foi analisado a variável precipitação pluviométrica para as simulações *Historical* entre os anos 1850 a 2005, e *Past1000* entre os anos 850 a 1850, dos modelos CMIP5/PMIP3 descrito segundo Taylor *et al.,* (2009) sobre o NEB setentrional e os dados do *Climatic Reserch Unit* (CRU), GPCP (*Global Precipitation Climatology Project*) e os dados observados de estações meteorologias da Fundação Cearense de Meteorologia (FUNCEME) incorporando os dados da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE).

Realizando um processo de validação que consiste em verificar se os modelos *Historical* tem capacidade de representar os sistemas de grande escala e a climatologia da região do NEB em comparação com os dados observados para fornecer maior confiabilidade a analise, se o modelo *Historial* tem capacidade de representar a climatologia da região para o período presente se espera que o mesmo possa ser feito para o período passado mudando as condições de contorno para cada período.

Os modelos que tem a capacidade esperada de representar a região terá sua série temporal de precipitação para as simulações *Historical* e *Past1000* analisada para detecção da intensidade e frequência das secas/cheias utilizando o *Standard Precipitation Índex* (SPI) assim como os dados observados CRU, GPCP e FUNCEME/SUDENE.

O fato dos modelos não terem a capacidade de reproduzir a sequência dos eventos como mostrado nos dados observados é esperado e explicada pelas diferentes resoluções espaciais e formas de soluções das equações dos modelos que cada um apresenta, mesmo que todos os modelos estejam submetidos as mesmas condições de contorno como mostrado por Taylor *et al.,* (2009), assim se espera que estatisticamente os eventos de secas/cheias durante o século observado tenham a mesma consistência de distribuição dos resultados modelo.

Com o objetivo de investigar a evolução dos eventos de seca/cheia para o NEB no ultimo milênio e suas associações com eventos de média e baixa frequência assim como a interação oceano atmosfera, El Niño – Oscilação Sul (ENSO), afim de diminuir a incerteza associada aos múltiplos cenários das projeção do CMIP5 para o final do século, utilizando SPI para a quantificação e sequencias dos eventos seca e uma técnica de decomposição de series temporais, *wavelat,* para determinar períodos de mudanças climatológica de menor frequência.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. PALEOCLIMATOLOGIA NA AMÉRICA DO SUL E NORDESTE

Cane (2005) utilizando o modelo de Zebiak e Cane (1987) sugere que os eventos fortes de ENSO (El Niño - Oscilação Sul) se tornaram muito raros no início e meio do Holoceno, mesmo que sua frequência não tenha sido muito diferente. Clemente et al., (2001) mostram que a causa provável é a diferença na configuração orbital da Terra, mudando o aquecimento da atmosfera tropical, modificando a circulação global, causando mudança no estado médio do Pacífico tropical, favorecendo o NEB com precipitação.

Turc *et al.,* (2002) apresenta resultados obtidos por sedimentos de carbono orgânico de cinco lagos no Brasil, principalmente na parte central, para todo o Holoceno, mostrando que o início e meio do Holoceno foram mais secos, enquanto o final foi mais úmido, devido a uma maior penetração de massas de ar úmido do Atlântico para a Amazônia impulsionada pela mudança da insolação por fatores orbitais.

Cruz *et al.,* (2009), por exemplo, apresenta resultados por isótopos de oxigênio recuperados por uma espeleotema no NEB para os últimos 26.000 anos, mostrando a antifase da precipitação tropical entre os hemisférios associada à mudança da energia solar recebida, modificando a intensidade da monção e a posição meridional da célula atmosférica de Hadley. O autor comenta que durante o Holoceno médio o NEB experimentou condições mais úmidas durante o verão com insolação menor sobre a América do Sul, mesmo que o sistema de monção estivesse enfraquecido mais experimentava posições mais ao sul, deixando esse sistema de grande escala mais móvel.

Bird *et al.,* (2011) apresentou resultados obtidos a partir de δ18Ocal , delta de oxigênio dezoito, no centro dos Andes no Peru, mostrando a história da variabilidade da precipitação causada por mudanças de longo prazo da intensidade do SMAS nos últimos 11.200 anos, resultados estes consistentes com os *proxies* e trabalhos já mencionados.

Prado *et al.,* (2012) apresenta uma ampla revisão bibliográfica mostrando que a porção lesta da América do Sul durante o Holocenoa médio (~6.000

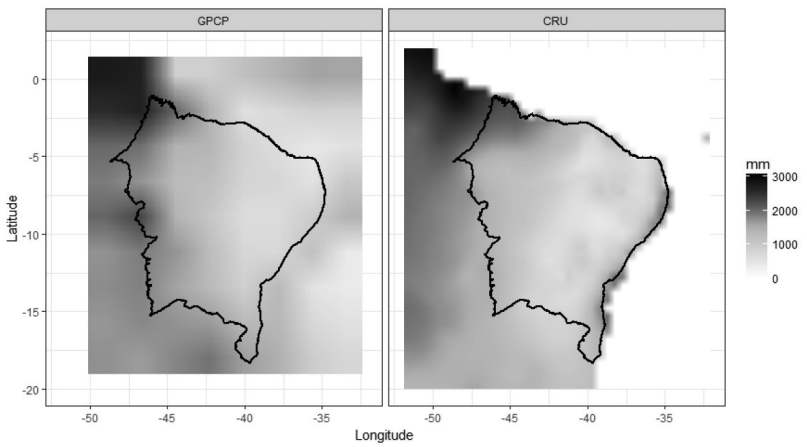
atrás) foi mais seco que o presente exceto sobre o NEB onde *proxies* de espeleotemas mostram que foi mais úmido, esse mecanismo pode ser explicado pelo menor gradiente entre oceano e superfície do continente devido a uma menor insolação durante o verão forçado por uma mudança no parâmetro orbital de obliquidade modificando a sazonalidade e por consequente o sistema de monção da América do Sul, que fica enfraquecida, assim o cavado do nordeste que está ligado a este mecanismo foi provavelmente suavizado, causando menos subsidência sobre o NEB em comparação com o presente.

2.2. CLIMA NO NORDESTE

Mesmo que esteja localizado na região tropical o NEB apresenta três tipos de climas, o clima litorâneo (que se estende do litoral da Bahia ao do Rio Grande do Norte) com vegetação atlântica, clima tropical (Bahia, Ceará, Maranhão e Piauí), clima tropical semiárido (em todo o sertão nordestino). A vegetação também é bem diversificada com mata Atlântica tropical, mata dos cocais, manguezais, caatinga, cerrado e restingas (Cavalcante *et al.,* 2009).

O seu clima é influenciado pelos Anticiclones Subtropicais do Atlântico Sul (ASAS) e do Atlântico Norte (ASAN), e o cavado equatorial. A ZCIT está no eixo do cavado equatorial e sua posição e intensidade é sensivelmente modificada pela intensidade e posição do ASAS e ASAN seguindo regiões onde a temperatura da superfície do mar (TSM) no oceano Atlântico é mais alta. Hastenrath, (1991) diz que o sistema meteorológico mais importante nos máximos pluviômetros no NEB é a ZCIT quando esta ocupa posições mais ao sul no primeiro semestre do ano. Outros mecanismos importantes são as brisas marítimas e as linhas de instabilidades (Silva Dias, 1987).

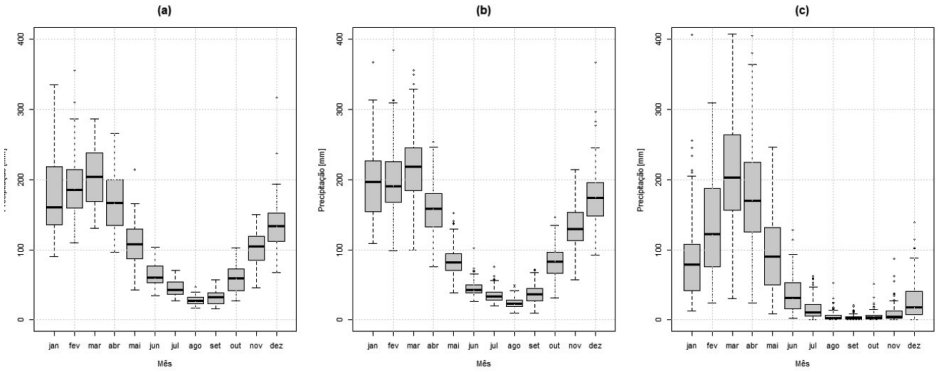
Figura 01: Precipitação acumulada Nordeste Brasileiro.



Fonte: Autor

Para o litoral leste do NEB temos as frentes frias (Kousky, 1979), ondas de leste (Souza Filho, 2003) e Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCANs) (Gan e Kousky, 1986). A alta da Bolívia e o cavado do NEB beneficia a formação de um VCANs (Kousky e Gan, 1981).

Figura 02: Climatologia do NEB, dados observados. a) GPCP (*Global Precipitation Climatology Project*); b) *Climatic Reserch Unit* (CRU); c) Fundação Cearense de Meteorologia (FUNCEME).



Fonte: Autor

Na escala interanual os fenômenos de El Niño-Oscilação Sul (ENSO) tem uma grande influência na precipitação do NEB. Essa oscilação é causada pelo acoplamento oceano atmosfera, produzindo alteração na Temperatura da Superfície do Mar (TSM), na pressão atmosférica, no vento e na convecção tropical, com ênfase no Oceano Pacífico. Em um episódio de El Niño (EN), a porção central leste da bacia do Oceano Pacífico apresenta anomalias positivas de TSM, favorecendo a convecção da atmosfera nessa região. Essas anomalias positivas aumentam o fluxo de calor e umidade, diminuindo a pressão na superfície e aumentando a convergência de baixos níveis. Em contrapartida, a porção do Pacífico Oeste tende a se esfriar, diminuindo junto à convecção e a precipitação nessa região.

A variabilidade da precipitação no NEB está também associada às anomalias de TSM no oceano Atlântico. Sendo assim, as anomalias de TSM no oceano Atlântico Norte (ATN) e no oceano Atlântico Sul (ATS) são um forte condicionante para a precipitação, visto que atuam sobre a posição da ZCIT, o maior forçante de grande escala para a precipitação no NEB. Observa-se que, quando as anomalias de TSM no Pacífico Leste e no ATN têm o mesmo sinal, os fenômenos de EN apresenta sua máxima influência sobre o NEB. Quando são positivos, causam grande decréscimo de precipitação nessa região; se as anomalias mostram valores negativos, favorecem a precipitação.

2.3. DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Mudanças nos parâmetros orbitais da Terra são introduzidas (obliquidade, excentricidade e posição do periélio), pois elas implicam uma mudança da distribuição da insolação, levando a uma mudança significativa da circulação geral da atmosfera, tornando as condições do clima diferente da atual, para o estudo realizado os parâmetros orbitais nas simulações *historical* e *past1000* são os mesmos como mostrado na tabela 01, foi utilizada a insolação conforme Berger (1978).

Tabela 01. Sumário das condições de contorno.

Parâmetros orbitais	[**ecc**= 0.016724] - [**obl**= 23.446°] - [**peri-180°**= 102.04°]
Concentração de Gases	[$\mathbf{CO_2}$= 280 ppm] - [$\mathbf{CH_4}$= 760 ppb] - [$\mathbf{N_2O}$= 0.2658 ppm] - [**CFC**= 0] - [$\mathbf{O_3}$= Modern - 10 DU]

Fonte: (Taylor *et al.,* 2009)

Tabela 02. Lista dos nomes dos modelos, resolução e sigla de referencia para o PMIP. : Beijing Climate Centre System Model (BCC-CSM); Community Climate System Model (CCSM); Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM); Common wealth Science and Industrial Research Organization Mark version 3 (CSIRO Mk3); Hadley Centre Global Environment Model version 2 (HadGEM2); L'Institut Pierre-Simon Laplace Coupled Model (IPSL-CM); Max Plank Institute –Earth System Model (MPI-ESM); Meteorological Research Institute Coupled General Circulation Model (MRI-CGCM).

Modelos	**Atmosférico Lat. x Lon.**	**Oceânico Lat. x Lon.**	**Referência**
BCC-CSM-1	T42L26	360 x 384 L40	Wu (2012)
CCSM4	0.9° x 1,25° L26	320 x 384 L60	Gent et al. (2011)
CNRM-CM5	T127 x L31	362 x 292 L42	Voldoire et al (2012)
CSIRO-MK3-6-0	T63 x L18	192 x 192 L31	Collier at al. (2011)
EC-EARTH-2-2	T159 X L62	362 x 293 L31	Martijn Brandt (2010)
HadGEM2-CC	1.25° x 1.875° L38	360 x 216 L40	Martin et al. (2011)

HadGEM2-ES	1.25° x 1.875° L38	360 x 216 L40	Martin et al. (2011)
IPSL-CM5A-LR	1.875° x 3.75° L39	182 x 149 L31	Dufresne et al. (2012)
MPI-ESM-P	T63L47	256 x 220 L40	Giorgetta et al. (2012)
MRI-CGCM3	T159L48	364 x 368 L51	Yukimoto et al. (2012)

Fonte: Autor

3. ESTRATEGIA METODOLÓGICA.

Os registos históricos são importantes para entender os impactos dos eventos de secas sobre a região do NEB, Rios (2001) coloca a relação socioeconômica da seca ocorrida em 1932, a autora estabelece a lógica de segregação para manter os ricos da cidade de Fortaleza-CE afastada da miséria, com o poder público atuando fortemente para isolar os sertanejos promovendo frentes de trabalho e migração para outros estados assim como a construção de locais de aprisionamento dos flagelados, encurralando os retirantes para manter a cidade isolada dos males da seca, esse é só mais um de muitos episódios tristes que ocorreram no desenvolvimento dos eventos severos e sequenciais da secas no NEB.

Para construção de uma linha temporal sobre os níveis de informação climáticas disponíveis para identificar os eventos de seca utilizados para representar sua intensidade e frequência é mostrado por várias bases de dados, temos a tabela 03 que mostra os eventos históricos de seca documentada ocorridas no NEB com seu primeiro registro datado no ano de 1603, sobre anos de 850 a 1850 temos modelos paleoclimáticos definidos como, *past1000,* reconstruindo a clima por modelos do CMIP5/PMIP3, para os anos 1850 a 2005 temos os modelos *historical* onde os modelos apresentam condições de contorno fixa como mostrado por Taylor *et al.,* (2011), se diferem entre os mesmos na sua dinâmica interna e resolução espacial como mostrado na tabela 02, e tem a obrigatoriedade de reproduzir eventos específicos na história do clima e os mecanismos de grande escala.

Os primeiros dados instrumentais decorrentes de estações meteorológicas datam aproximadamente de 1911 no estado do Ceará, fontes da SUDENE e FUNCEME formando a base observado do século XX, outra base de observação de dados é formada pelo *Climatic Research Unit* (CRU), para os anos de 1901 a 2016, *Global Precipitation Climatology Project* (GPCP), para os anos de 1981 a 2010.

Tabela 03 - Ocorrência das secas no Nordeste semiárido brasileiro

Década	Século XXII	Século XVIII	Século XIX	Século XX	Século XXI
00	1603, 1606	1707	1804,1808/09	1900, 1903	2001, 2007/08
10	1614	1710/11	1814	1915, 1919	2012/18
20	-	1721/1727	1824/25	-	
30	-	1730, 1736/37	1829/30, 1833, 1835/1837	1932	
40	1645	1744/1747	1844/45	1942	
50	1652	1751, 1754	-	1951/53, 1958	
60	-	1760, 1766	-	1966	
70	-	1771/72, 1777/78	1870, 1876/78	1970	
80	-	1783/84	1888/89	1979/84	
90	1692	1791/92	1891, 1898	1993, 1997	

Fonte: Souza Filho, 2003, modificado

Para entender melhor o contexto dos impactos das secas no NEB, um estudo sobre a precipitação observada sobre o estado Ceará, que compõem a região, um média espacial sobre a precipitação observada de 1911 a 2016, como visto na figura 02 (c), uma comparação entre o banco de dado do CRU, GPCP e FUNCEME é realizado para fins de validação.

Como o PMIP3 é um projeto complexo com muitas variáveis e os modelos com diferentes resoluções, neste trabalho será discutido apenas as variáveis de precipitação pluviométrica, toda a documentação existente sobre o CMIP5/ PMIP3 assim como a descrição detalhada de cada experimento está presente em (Taylor *et al.,* 2009).

Selecionando os modelos disponíveis no site https://pcmdi.llnl.gov/projects/esgf-llnl/ com simulações para *past1000* (850 - 1850) e *historical* (1850 - 2005) com o intuito de montar os resultados de possíveis cenários do clima do NEB para este período..

Para essa análise foi calculado segundo (McKee *et al.* (1993, 1995)) o SPI (*Standard Precipitation Index*) acumulado para 12 meses, mostrando a intensidade da seca para os respectivos anos, assim como os anos consecutivos secos e úmidos denotando a severidade, para o período observado CRU (*Climatic Research Unit, 1901-2016*), *Global Precipitation Climatology Project* (GPCP, 1981-2010)

e FUNCEME/SUDENE (1911-2016), como para os modelos nos dois períodos estudados. Contando o número de secas por século e classificando por intensidade segundo o SPI como mostrado na tabela 03, comparando a distribuição dos eventos alongo de cada século.

Tabela 03 – Classificação dos valores de SPI de acordo do o Monitor da Seca.

SPI	Classificação	Categoria
0 a -0,99	D0	Seca Ligeira
-1,00 a -1.49	D1	Seca Moderada
-1,50 a -1,99	D2	Seca Severa
≤ -2,00	D3	Seca Extrema

Para a análise de series temporais não-estacionarias, como é o caso da variável de precipitação pluviométrica analisada, que apresenta a média e variância alterando se no decorrer dos segmentos da série, para esse tipo de problema realizamos a decomposição do sinal em diferentes níveis de resolução organizados de maneira hierárquica, nesse sentido a representação tendem a caracterizar as diferentes estruturas física em suas diferentes escalas temporais facilitando sua interpretação, para esse feito as series temporais serão submetidas as transformadas de *wavelet* para que separar a componente do sinal decompondo as funções no domínio da frequência.

Existe uma preocupação em validar os modelos antes de observar sua resposta, pois os muitos modelos têm diferentes resoluções, horizontal e vertical, como visto na tabela 02, e apresentam representações físicas dos processos de maneiras distintas o que faz com que os resultados sejam algumas vezes tendenciosos ou não realísticos então uma comparação das simulações de controle no caso as simulações *historical* com os dados observados, tanto com a base do CRU, GPCP como os dados da FUNCEME.

Os modelos têm grade capacidade em representar os sistemas meteorológicos de grande escala como a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) além do regime de estações nesse sentido as simulações do PMIP3 para o *hitorical* apresentam uma concordância consistente com os dados observados para a região do NEB considerando seus aspectos espaciais e temporais (ciclo anual).

Essa característica fica clara nos mapas de diferença entre a média percentual dos modelos e em relação ao observado não mostram grandes distorções, limitando se na sua maioria a erros de valores fazendo um bom trabalho quando se analisa a sazonalidade como será mostrado nos resultados.

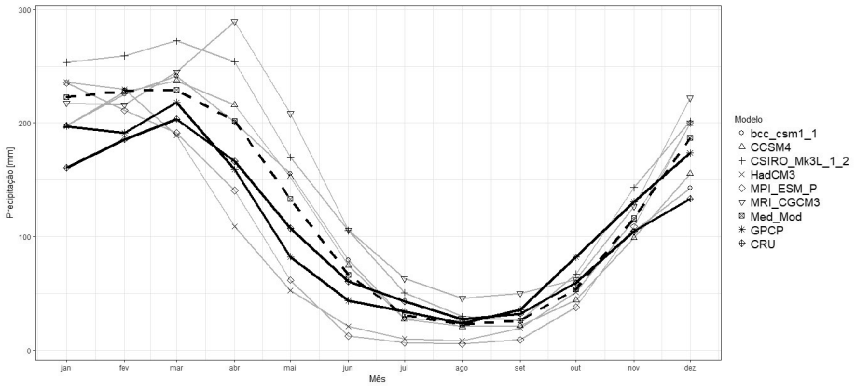
4. RESULTADOS

4.1 HISTÓRICA, OBSERVADO

Uma análise sobre a climatologia obtidas pelos modelos comparada aos dados observados mostra que os modelos têm capacidade de reproduzir os padrões de grande escala, figura 03, assim como o regime de precipitação, essa capacidade fica mais clara ao comparar a média dos modelos com os dados observados.

Utilizando o diagrama de Taylor para comparar os dados observados com os dados do modelo para a simulação Historical, podemos realizar um resumo estatístico mais conciso para a combinação da correlação, desvio padrão e a raiz do erro quadrático de todos os experimentos, esse método mostra qual a aderência que os modelos têm com o dado observado (Taylor., 2001).

Figura 03: Climatologia para todos os modelos e dados observados.

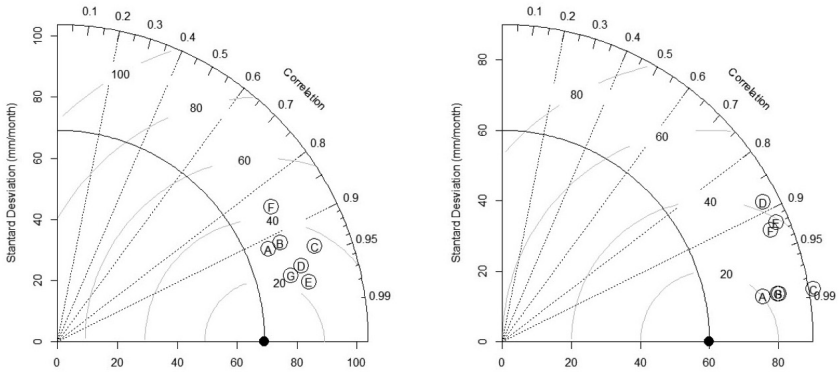


Fonte: Autor

Os modelos se mostram mais agrupados com o GPCP dado como referência, com uma correlação acima de 0,85, raiz do erro quadrático menor que 50 mm/mês assim como o desvio padrão do experimento entre 60 – 90 mm/mês, a mesma análise feita com o CRU como referencia observamos uma maior dispersão, o modelo CCSM4 esta sobre posto as características estatísticas da média dos modelos, de maneira geral os modelos mostram padrões estatísticos relevantes com os dados observados para a representação do NEB para o período estudado assim a análise sobre a precipitação bem como o SPI se torna mais robusta.

Figura 04: Diagrama de Taylor – GPCP, CRU

A: bcc_csm1; B:CCSM4; C: CSIRO_Mk3L; D: HadCM3; E: MPI_ESP_P; F: MRI_CGCM3; G: AVERAGE MODELS

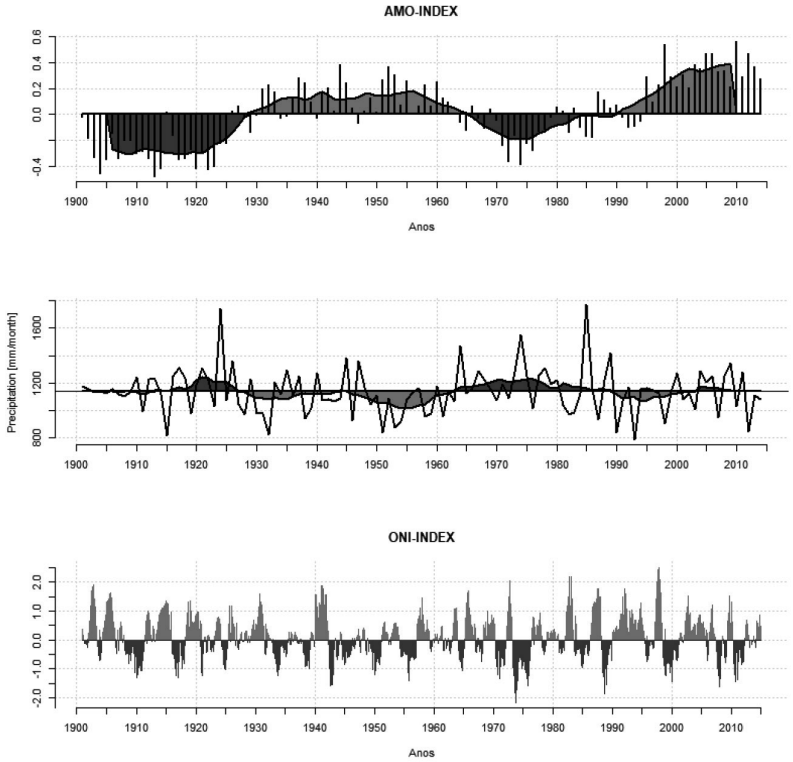


Fonte: Autor

A quantidade de precipitação pluviométrica disponível para o NEB está associada ao posicionamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que depende de fatores de interação oceano atmosfera como a AMO (*Atlantic Multidecadal Oscillation*), forçando a posição da ZCIT mais ao sul quando apresenta valores negativos resultando em um viés mais úmido sobre o NEB, um outro fator importante é ONI (*Oceanic Niño Index*) utilizado para indicar os fenômenos de ENSO, tal índice é um forte modulador da intensidade da ZCIT e seus impactos sobre a precipitação do NEB.

Os resultados apresentados deixam claro a importância que os oceanos exercem na modulação da precipitação sobre o NEB, na figura 04, podemos observar essa oscilação em escala multidecadal e realizar uma análise de maneira mais qualitativa entre a média móvel de dez anos para a precipitação acumulada e o índice AMO, mostrando que para uma fase fria (1901 - 1930) a precipitação é maior em comparação com a média do século, assim como para uma fase quente (1930 - 1965) temos valores precipitação abaixo da média, tanto para fase fria quanto para fase quente a diferença percentual da precipitação acumulada comparada com a média do século gira entorno de 5 – 10%, esse sinal volta a se repetir 1965-90 e com menor amplitude para 1990 até o presente, mesmo que o sinal da AMO seja forte para esse período.

Figura 05: Relação entre índices oceânicos AMO e ONI com a precipitação acumulada sobre o NEB.



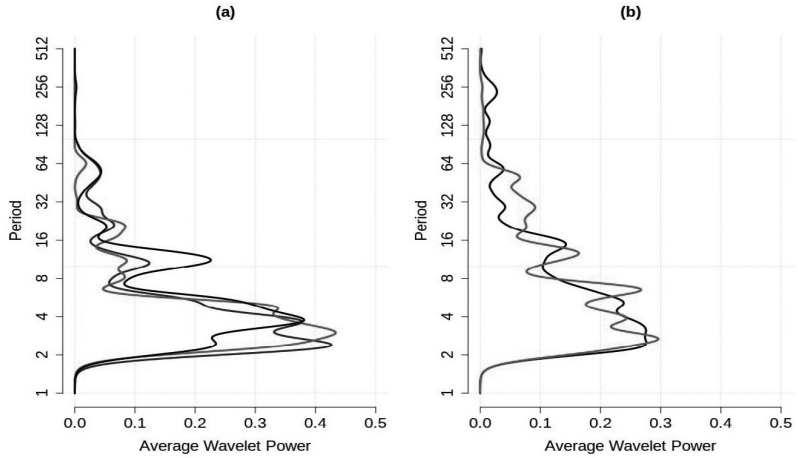
Fonte: Autor

Para complementar essa informação o ONI é necessário, para mensurar a frequência e intensidade dos eventos de ENSO, historicamente eventos de El Niño fortes estão associados a eventos de seca para o NEB como visto na tabela 03, é importante a identificação de anos consecutivos de seca pois o impacto socioeconômico é mais severo e a política de alocação de recurso hídricos se torna mais complexa.

Essa variabilidade climática na escala multedecenial para a precipitação pode ser observada também analisando o espectro de potencia global, na figura 05 é mostrada tal comportamento para a base de dado observada (a) CRU, GPCP, FUNCEME/SUDENE para corroborar esses resultado foi analisado os dados históricos de seca contidos na tabela 03, atribuindo ao ano de seca o valor um (1) caso contrario o valor zero (0), também foi analisado a proxie de deuterio de oxigênio-18 (dO18) com 225 em escala anual da costa sul das Bermudas (64W, 32N) (Goodkin, N.F. el. al., 2008) a posição do sitio é propicio para uma analise da componente méridional da ZCIT, assim podemos ter uma serie temporal mais longa e analisar seu espectro de potencia global, validando nossas médidas.

Essa analise para esse conjunto de dados mostra a variabilidade na escala interanual 2 a 8 anos com a maior energia, em conformidade com a oscilação dos eventos de ENSO (Cane and Zebiak), para a escala de 16 a 64 anos temos a AMO como a principal forçante de mudança, tais resultados mostram como a analise para a tabela 03 é robusta, assim podemos denotar que para o período de 256 anos existe uma oscilação que foi detectada, mostrando a existência de uma oscilação de baixa frequência a proxie de dO18 não apresenta idade suficiente para mostra essa variabilidade.

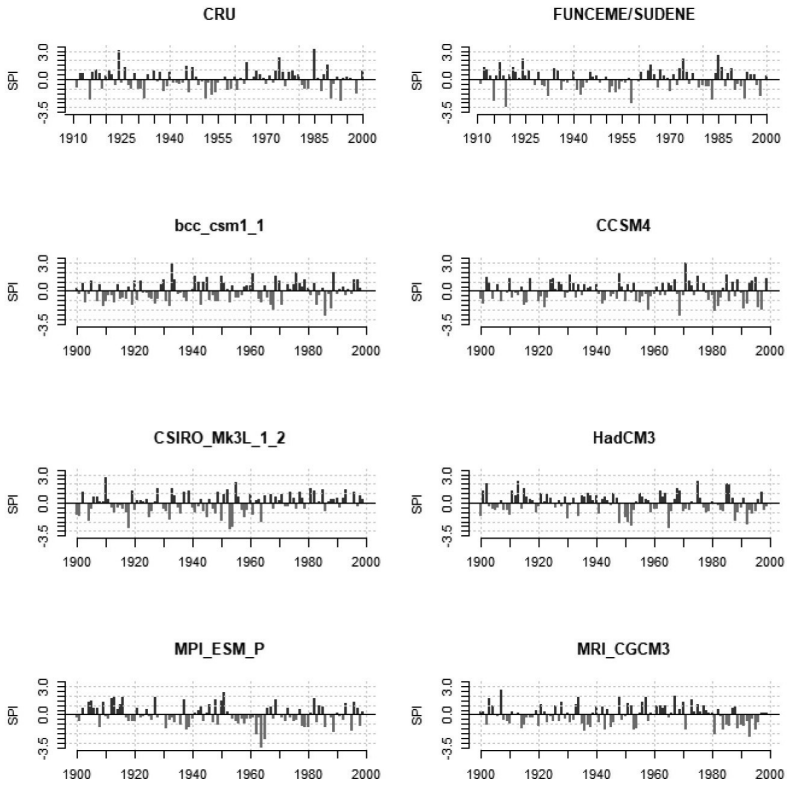
Figura 05: Espectro de potencia global dados observados. Registro histórico (1600 – 2017), CRU (1901 – 2016), GPCP (1979 – 2017), FUNCEME/SUDENE (1911 – 2016).



Fonte: Autor.

Ao analisar o SPI sobre os dados do CRU e GPCP assim como FUNCEME/SUDENE para identificar eventos de seca/cheia, frequência e intensidade, percebemos que existe uma oscilação entre períodos que apresentam predominância em um estado climático, períodos com maior frequência para eventos de seca, presentes dentro da fase positiva da AMO, em contra partida para eventos de cheia, presentes dentro da fase negativa AMO. Identificar as fases das componentes oceânicas é essencial para determinar qual a probabilidade de termos um estado climático mais frequente. Esse resultado nos serve para analise os eventos de secas de forma mais qualitativa.

Figura 06: Standardized Precipitation Index (SPI)



Fonte: Autor.

Tais resultados sugerem que existe uma mudança na probabilidade para ocorrência dos eventos de seca, dentro da fase quente da AMO o SPI tende a estar negativo e atingindo seus valores mais negativos o comportamento contrário ocorre na fase fria.

4.2 PAST1000

A simulação para esse período datam de 850 – 1850 d.C. fazendo com que não existam mudanças significativas nos parâmetros orbitais, de acordo com a tabela 01, ou seja mudanças na distribuição da radiação não são discernireis, assim mudanças na distribuição de eventos de seca tenha outro mecanismo, provavelmente evento de baixa frequência da ordem multidecenial causados por *feedbacks* interno do sistema. Um fator importante para salientar é a diferença na concentração de gases de forçamento radioativo além do uso e ocupação do solo.

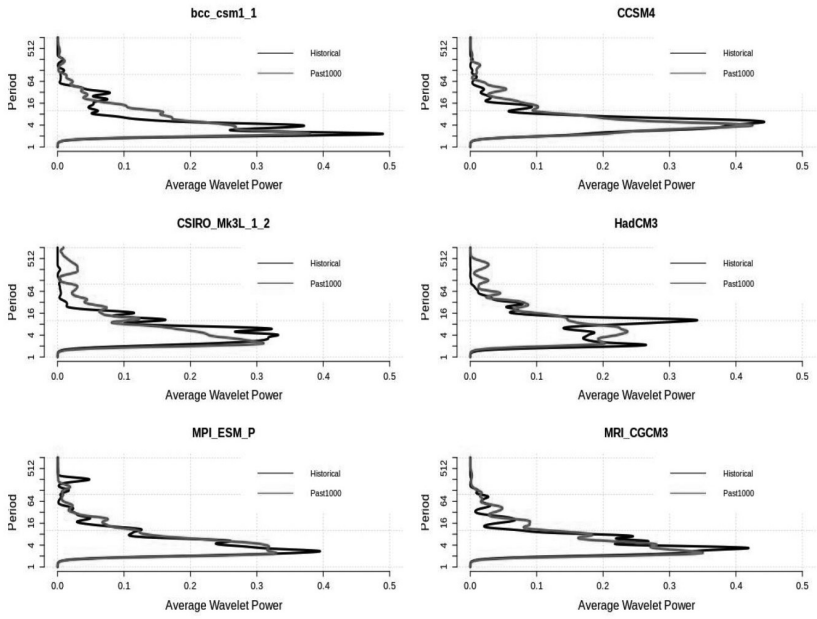
Ao analisar o espectro de potência para todos os modelos, uma comparação entre a simulação historical e past1000, a variabilidade interanual na banda

de 2 a 8 anos não mostra mudanças significativas, sugerindo que a distribuição de eventos de ENSO continua aproximadamente com a frequência. Os modelos CSIRO e HadCM3 mostram variabilidade no período de 256 a 512 representando possíveis eventos de baixa frequência modulados por fenômenos de variabilidade centenial. Na escala multidecadal para o período de 16 a 64, o modelo CSIRO mostra a maior diferença entre past100 e historical, de maneira geral os modelos tem capacidade de representar essa variabilidade.

Para analisar os modelos entre os séculos realizamos uma distribuição de frequência da precipitação acumulada, na figura 08, temos os 10 séculos de past1000, 850 a 1850, além de historical, 1850 a 2005, assim podemos perceber que existe uma diferença entre os séculos para as simulações fazendo com que tenhamos séculos mais secos/úmidos com seus respectivos impactos nas secas.

Também podemos identificar a mudança na probabilidade da precipitação acumulada, temos o modelo SCIRO com o viés mais úmido apresentando os maiores valores acumulados assim como uma diferença entre o past1000 e historical em torno de 200 mm, em contra partida o modelo MPI_ESM apresenta os menores valores a precipitação acumulada e mostra uma forte tendência em insistir em valores médios. Os resultados denotam que os modelos tem capacidade de representar a distribuição da precipitação acumulada e sua mudança em função da média.

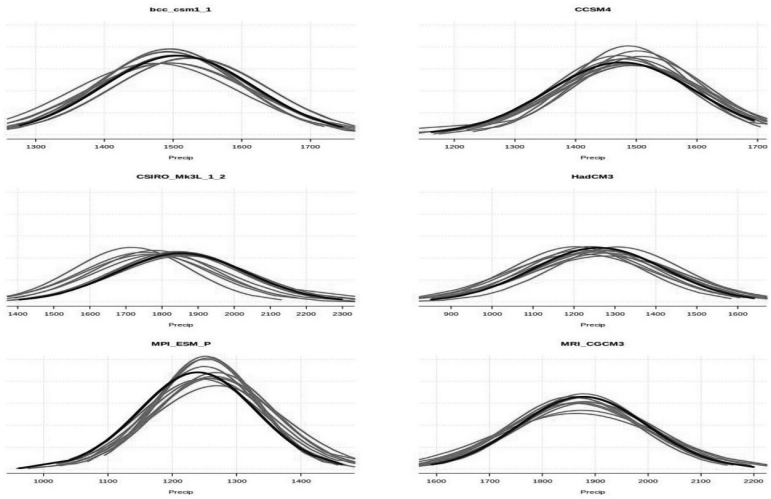
Figura 07: Espectro de potência para os períodos simulados. Linha preta historical: 1850 – 2005; past1000: 850 – 1850.



Fonte: Autor

As analises mostram que a variabilidade interna multedecenial não mostrou diferenças significativas, isso pode mostra um forte indicio que para oscilações na escala milenas, que estão fora dos ciclos de Milankovitch, são modulas pela componente oceânica (Kayano et. al., 2013).

Figura 08: Distribuição de frequência da precipitação acumulada para todos os modelos para ambos os períodos.



Fonte: Autor

CONCLUSÃO

Realizar uma estatística para estimar a probabilidade de seca ocorridas nos últimos 1000 anos sobre o NEB nos mostrara como esse evento é recorrente, a necessidade de conhecer melhor esses mecanismo que forçam sua intensidade e frequência para o aprimoramento das politicas de mitigação para eventos extremos.

Os nossos resultados mostram que nos ulmos 1000 anos, segundo os modelos analisados do CMIP5/PMIP3, a distribuição de eventos de seca entre os modelos não sofre mudanças significativas pois não existe mudanças na distribuição da radiação, fazendo com que a variabilidade multedecal esteja modulada por fatores oceânicos.

Os modelos CCSM4, CSIRO e HadCM3 mostram um variabilidade para o período de 256 a 512 anos, tal variabilidade na baixa frequência tem que ser investigada com auxilio de proxies confiáveis para se propor os mecanismos forçantes e qual seu impacto nos eventos de seca.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T. Multi-scale variability of the sea surface temperature in the Tropical Atlantic. **J. Geophys. Res**., v. 190, C05009, DOI: 10.1029/2003JC002220, 2004.

BERGER, Andre L. et al. Long Term Variations of Daily Insolation and Quaternary Climatic Changes. **Journal Of The Atmospheric Sciences**, Louvain, v. 35, n. , p.2362-2367, 1978.

CARVALHO, L. M.; JONES, C.; LIEBMANN, B. The South Atlantic Convergence Zone: Intensity, form, persistence, and relationships with intraseasonal to interannual activity extreme rainfall. **Journal of Climate**, v. 17, p. 88-108, 2004.

CITEAU, J.; BERGÉS, J. C.; DEMARCQ, H.; MAHÉ, G. Position de la zone de convergence a 28°N et température de surface de l'océan. **Veille Climatique Satellitaire**, sv, n.21, p. 3-7, 1988a.

CRONIN, Thomas M.. Paleoclimates: Undertanding Climate Change Past and Present. **Columbia**, New York, n. , p.38-46, 2009.

CRUZ, F. W., VUILLE, M., BURNS, S. J., WANG, X., CHENG, H., WERNER, M., EDWARDS, R. L., MARMANN, I., AULER, A. S., NGUYEN,H. Orbitally driven east–west antiphasing of South American precipitation. **Nature Geoscience**. DOI: 10.1038/NGEO 444. 2009.

FIGUEROA, S. N.; SATYAMURTY, P.; SILVA, P. L. Simulation of the summer circulation over the South American region with an Eta coordinate model. **J. Atmos. Sci.**, v. 52, p. 1573-1584, 1995.

GAN, M. A.; KOUSKY, V. E.; ROPELEWSKI, C. F. The South American monsson circulation and its relationship to rainfall over West-Central Brazil. **Journal of Climate**, v. 17, p. 47-66, 2004. 59

HASTENRATH, S.: HELLER, L. Dynamics of climatic hazards in Northeast Brazil. Quart. **J. Roy. Meteor. Soc**., v. 103, n. 435, p. 77-92, 1977. HASTENRATH, S. On modes of tropicalk circulation and climate anomalies. **J. Atmos. Sci.**, v. 35, n. 12, p. 2222-2231, 1978.

LATIF, M.; BARNETT, T. P. Decadal climate variability over the North Pacific and North America: Dynamics and predictability. **Journal of Climate**, v. 9, p. 2407-2423, 1996. LATIF, M.; BARNETT, T. P. Causes of decadal climate variability over North Pacific and North America. **Science**, v266, p. 634-637, 1994.

LORIUS, C. et al. The ice-core record: climate sensitivity and future greenhouse warming. **Nature**, France, n. 347, p.139-145, 13 set. 1990.

MANTUA, N.; HARE, S. R.; ZHANG, Y.; WALLACE, J.M.; FRANCIS, R. C. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. **Bull. Amer. Meteor. Soc.**, v. 78, p. 1069-1079, 1997.

MORAN, J. M.; MORGAN, M. D. Meteorology: The atmosphere and the science of weather. Minneapoçis: **Burgess Publishing**, 1986.

PELTIER, W. Richard et al. Ice Age Paleotopography. **Science**, Toronto, v. 265, n. 5169, p.195-201, 8 July 1994. KAYANO, M.T.; KOUSKY, V. E. Intraseasonal (30-60 day) variability in the tropics: principal modes and their evolution. **Tellus**, v. 51A, p. 373-386, 1999.

TALJAARD, J. J. Topics: synoptic meteorology of the Southern Hemisphere. **Meteor. Monographs**, v. 13, n. 35, p. 129-213, 1972.

UVO, C. R. B.; REPELLI, C.; ZEBIAK, S.; KUSHNIR, Y. The relationship between 60 tropical Pacific and Atlantic SST and Northeast Brasil monthly precipitation. **Journal of Climate**, v. 11, p.551-562, 1998.

YAMAZAKI, Y.; RAO, V. B. Tropical cloudiness over South Atlantic Ocean. **J. Meteor. Soc. Japan**, v. 55, n. 2, p. 205-207, 1977.

KODAMA, Y. Large-Scale Common Features of Subtropical Precipitation Zones (the baiu Frontal Zone, the SPCZ, and the SACZ). Part I: Characteristics of Subtropical Frontal Zones. **J. Meteor. Soc. Japan**, v. 70, p. 813-836, 1992a.

DÉQUÉ M, DREVETON C, BRAUN A, CARIOLLE D. The ARPEGE-IFS atmosphere model: a contribution to the French community climate modelling. **Climites Dynamics** v. 10, p. 249–266, 1994.

NOILHAN J, PLANTON S. A simple parameterization of land surface processes for meteorological models. **Mon Weather Review**. v. 117, p. 536–549. 1989

MADEC G. NEMO ocean engine. Note du Pole de mode´lisation, Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL), France, N 27 p. 1288–1619. 2008.

SALAS Y MÉLIA D, CHEVALLIER M. The impact of the inclusion of new sea ice processes on the simulation of sea ice by CNRMCM5 global coupled model. **Climate Dynamics**. 2012.

OKI T, SUD YC. Design of total runoff integrating pathways (TRIP). A global river channel network. **Earth Interact**. v. 2,p. 1–36. 1998.

VALCKE S. OASIS3 user guide. **Technical report TR/CMGC/06/73**, CERFACS, Toulouse, France, p. 60. 2006.

HEWITT HT, COPSEY D, CULVERWELL ID, HARRIS CM, HILL RSR, KEEN AB, MCLAREN AJ, HUNKE EC. Design and implementation of the infrastructure of HadGEM3: the next-generation Met Office climate modelling system. **Geoscientific *Model Development***. v. 4 ,p. 223–253. 2011.

BARNIER B, MADEC G, PENDUFF T, MOLINES J-M, TREGUIER A-M, LE SOMMER J, BECKMANNA, BIASTOCH A, BONINGC, DENGG J,-DERVALC, DURAND E, GULEV S, REMY E, TALANDIER C, THEETTEN S, MALTRUD M, MCCLEAN J, DE CUEVAS B. Impact of partial steps

and momentum advection schemes in a global ocean circulation model at eddy--permitting resolution. **Ocean Dynamics**. v. 56, p. 543–567. 2006.

PENDUFF T, LE SOMMER J, BARNIER B, TREGUIER A-M, MOLINES J-M, MADEC G. Influence of numerical schemes on currenttopography interactions in 1/4_ global ocean simulations. **Ocean Science**. n. 3v. 4, p. 491–528. 2007

ROULLET G, MADEC G. Salt conservation, free surface and varying volume: a new formulation for ocean GCMs. **Journal of Geophysical Research.** v. 105, p. 23927–23942. 2000.

LÉVY M, ESTUBIER A, MADEC G. Choice of an advection scheme for biogeochemical models. **Geophysical Research Letters**. n. 28, v. 19, p. 3725– 3728. 2001

CRAVATTE S, MADEC G, IZUMO T, MENKES C, BOZEC A. Progress in the 3-D circulation of the eastern equatorial Pacific in a climate ocean model. **Ocean Model** n. 17,v. 1, p. 28–48. 2007

ARAKAWA A, LAMB VR. A potential enstrophy and energy conserving scheme for the shallow water equations. **Mon Weather Review**. v. 109, p. 18–36. 1981

LE SOMMER J, PENDUFF T, THEETTEN S, MADEC G, BARNIER B. How momentum advection schemes affect current-topography interactions at eddy permitting resolution. **Ocean Model**. n. 29, v. 1, p. 1–14. 2009.

HUNKE EC, DUKOWICZ JK. An elastic-viscous-plastic model for sea ice dynamics. **Journal of Physical Oceanography**. v. 27, p. 1849–1867. 1997.

HUNKE EC, LIPSCOMB WH. CICE: the Los Alamos sea ice model, documentation and software user's manual. **T-3 fluid dynamics group, Los Alamos national laboratory, technical report LACC-98-16** v.3. 2002

HORTAL M, SIMMONS AJ. Use of reduced Gaussian grids in spectral models. **Mon Weather Review** v. 119, p. 1057–1074. 1991

MLAWER EJ, TAUBMAN SJ, BROWN PD, IACONO MJ, CLOUGH SA. Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave. **Journal of Geophysical Research**. v. 102, p. 16663–16682. 1997.

FOUQUART Y, BONNEL B. Computations of solar heating of the earth's atmosphere: a new parametrization. **Beitr Phys Atmos** v. 53, p. 35–62. 1980.

QUAAS J, BOUCHER O. Constraining the first aerosol indirect radiative forcing in the LMDZ GCM using POLDER and MODIS satellite data. **Geophysical Research Letters.** v. 32, p. L17814. 2005.

NOILHAN J, MAHFOUF J-F. The ISBA land surface parameterization scheme. **Global Planet Change**. v. 13, p. 145–159. 1996.

NOILHAN J, PLANTON S. A simple parameterization of land surface processes for meteorological models. **Mon Weather Review.** v. 117, p. 536–549. 1989.

DOUVILLE H, ROYER J-F, MAHFOUF J-F. A new snow parameterization for the Météo-France climate model. Part 1: validation in stand-alone experiments. **Climate Dynamics**. v. 12, p. 21–35. 1995.

HISTÓRICO DE SECAS SOBRE A BACIA DO SÃO FRANCISCO NO ULTIMO MILÊNIO.

Tyhago Aragão Dias
Francisco de Assis de Sousa Filho.

1. INTRODUÇÃO

As projeções climáticas para o final do século sobre a América do Sul segundo o conjunto de modelos do *Coupled Model Intercomparison Project* (CMIP5) mostram uma grande dispersão em seus resultados quanto a mudança na quantidade da precipitação acumulada anual, por consequente no regime hidrológico, essa incerteza é amplificada quando se analisa uma região reduzida, como é o caso da bacia do rio São Francisco, esses resultados distintos entre os modelos pode estar associada a resolução espacial dos modelos, alguns não conseguem capturar aspectos específicos de relevo e vegetação devida a escala global que estão submetidos, uma outra possibilidade é os diferentes métodos para a parametrização das equações atmosféricas que podem colocar algum viés nos resultados.

Mesmo os modelos sendo diferentes em suas resolução espacial e parametrizações, todos estão submetidos as mesmas condições de contorno, concentrações de gases de forçante radioativa e distribuição de radiação dadas por Taylor *el al.,* (2009), com pode ser visto na tabela 01, assim podemos comparar suas múltiplas respostas e propor cenários equipotenciais para cada simulação.

Estudos sobre a evolução climático tem a possibilidade de reduzir esta incerteza, as tais mudanças climáticas e aos eventos de seca que poderão estar associados, assim como os mecanismos forçantes do clima de baixa frequência atuam a longo prazo e o papel da ação antropogenética na mudança do equilíbrio climático futuro. Uma alternativa para melhor entender tais eventos e seus mecanismos e impactos que esse processos tem na duração e intensidade dos fenômenos de seca, pode ser dados pelo estudo paleoclimático ajudando a compor uma resposta a essas mudanças.

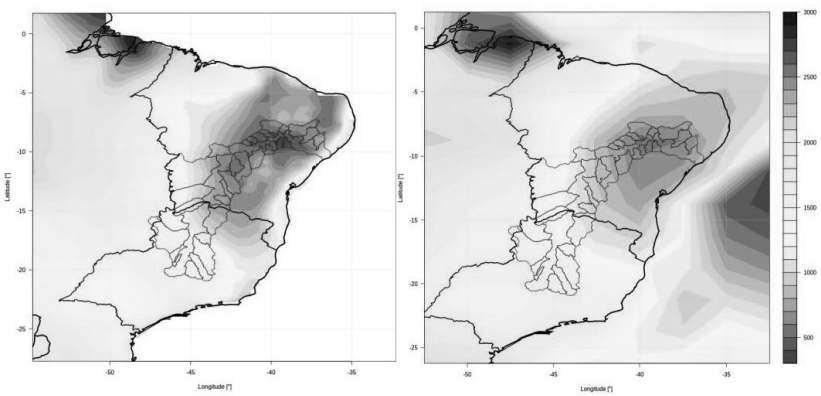
O *Paleoclimate Modelling Intercomparison Project* (PMIP) tem a proposta coordenar tais estudos de modelagem paleoclimática, comparar as múltiplas repostas entre os modelos e seus mecanismos que moldam o clima, identificar tais fatores e mensurar sua amplitude e assim avaliar a capacidade dos modelos em reproduzir diferentes respostas ao clima (Braconnot *et al.,* 2012).

Para este trabalho foi analisado a variável precipitação pluviométrica para as simulações *Historical* entre os anos 1850 a 2005, e *Past1000* entre os anos 850 a 1850, dos modelos CMIP5/PMIP3 descrito segundo Taylor *et al.,* (2009), e os dados do *Climatic Reserch Unit* (CRU), *Global Precipitation Climatology Project* (GPCP), sobre a região onde a bacia do São Francisco esta inserida. A bacia tem 2800 km de comprimento passando por cinco estados diferentes é dividido em 4 trechos: Alto, Médio, Sub-Médio e Baixo São Francisco, sua posição na América do Sul faz com que diversos sistema me-

teorológico atuem na sua recarga.

Para melhor entendermos como a precipitação esta distribuída sobre a área de estudo temos o mapa da precipitação média acumulada segundo CRU e GPCP, figura 01, onde a bacia esta inserida, fazendo parte da região Nordeste e Sudeste Brasileiro. Temos como base de referencia os resultados do CRU e GPCP.

Figura 01: Precipitação acumulada média anual sobre área da bacia do São Francisco.
a) CRU: 1901-2016, b) GPCP: 1979-2017



Para validar os modelos do CMIP5/PMIP3 que tem capacidade consistente de representar a área desejada, padrões de grande escala e ciclo de precipitação, para as simulações do período *Historical* uma comparação com os dados do CRU e GPCP, se o modelo *Historial* tem capacidade de representar tais padrões da região para o período presente espera se que o mesmo possa ser feito para o período passado mudando as condições de contorno para a simulação desejada.

Uma investigação sobre as paleosecas ocorridas no ultimo milenio analisadas por dados observados do CRU GPCP e uma comparação com os dados simulados pelos modelos do PMIP3 utilizando *Standard Precipitation Índex* (SPI) assim como técnicas de decomposição de series temporais para denotar os módulos de oscilação.

2. METODOLOGIA

Os dados de modelo utilizados neste trabalho foram obtidos através do banco de dados do CMIP5/PMIP3, disponíveis no site https://esgf-node.llnl.gov/projects/esgf-llnl/ e que se encontra organizado por modelos, períodos de simulações e variáveis, com os arquivos em formato NETCDF. Os dados utilizados para validação dos modelos foram obtidos do GPCP (*Global Precipitation Climatology Project 1979-2017*), *Climatic Reserch Unit* (CRU 1901-2016), também em formato NETCDF todos convertidos convertidos para a mesma unidade.

O processo de validação consiste em avaliar se as simulações para o período *historical* apresenta correlação consistente para o ciclo precipitação dos modelos de referencia, assim como a distribuição espacial da precipitação de acordo com os mecanismos climatológicos de grande escala esperados. Os modelos que apresentarem estes resultados serão classificados para a analise do período *past1000.*

Mudanças nos parâmetros orbitais da Terra são introduzidas (obliquidade, excentricidade e posição do periélio), pois elas implicam uma mudança da distribuição da insolação, levando a uma mudança significativa da circulação geral da atmosfera, tornando as condições do clima diferente da atual, para o estudo realizado os parâmetros orbitais nas simulações *historical* e *past1000* são os mesmos como mostrado na tabela 01, foi utilizada a insolação conforme Berger (1978).

Tabela 01. Sumário das condições de contorno.

Parâmetros orbitais	[**ecc**= 0.016724] - [**obl**= 23.446°] - [**peri-180°**= 102.04°]
Concentração de Gases	[**CO_2**= 280 ppm] - [**CH_4**= 760 ppb] - [**N_2O**= 0.2658 ppm] - [**CFC**= 0] - [**O_3**= Modern - 10 DU]

Fonte: (Taylor *et al.,* 2009)

Tabela 02. Lista dos nomes dos modelos, resolução e sigla de referencia para o PMIP. : Beijing Climate Centre System Model (BCC-CSM); Community Climate System Model (CCSM); Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM); Common wealth Science and Industrial Research Organization Mark version 3 (CSIRO Mk3); Hadley Centre Global Environment Model version 2 (HadGEM2); L'Institut Pierre-Simon Laplace Coupled Model (IPSL-CM); Max Plank Institute –Earth System Model (MPI-ESM); Meteorological Research Institute Coupled General Circulation Model (MRI-CGCM).

Modelos	**Atmosférico Lat. x Lon.**	**Oceânico Lat. x Lon.**	**Referência**
BCC-CSM-1	T42L26	360 x 384 L40	Wu (2012)
CCSM4	0.9° x 1,25° L26	320 x 384 L60	Gent et al. (2011)
CNRM-CM5	T127 x L31	362 x 292 L42	Voldoire et al (2012)
CSIRO-MK3-6-0	T63 x L18	192 x 192 L31	Collier at al. (2011)
EC-EARTH-2-2	T159 X L62	362 x 293 L31	Martijn Brandt (2010)

HadGEM2-CC	1.25° x 1.875° L38	360 x 216 L40	Martin et al. (2011)
HadGEM2-ES	1.25° x 1.875° L38	360 x 216 L40	Martin et al. (2011)
IPSL-CM5A-LR	1.875° x 3.75° L39	182 x 149 L31	Dufresne et al. (2012)
MPI-ESM-P	T63L47	256 x 220 L40	Giorgetta et al. (2012)
MRI-CGCM3	T159L48	364 x 368 L51	Yukimoto et al. (2012)

Fonte: Autor

Para essa análise foi calculado segundo (McKee *et al.* (1993, 1995)) o SPI (*Standard Precipitation Index*) acumulado para 12 meses, mostrando a intensidade da seca para os respectivos anos, assim como os anos consecutivos secos e úmidos denotando a severidade, para o período observado CRU (*Climatic Research Unit, 1901-2016*), *Global Precipitation Climatology Project* (GPCP, 1981-2010), como para os modelos nos dois períodos estudados. Contando o número de secas por século e classificando por intensidade segundo o SPI como mostrado na tabela 03, comparando a distribuição dos eventos alongo de cada século.

Tabela 03 – Classificação dos valores de SPI de acordo do o Monitor da Seca.

SPI	**Classificação**	**Categoria**
0 a -0,99	D0	Seca Ligeira
-1,00 a -1.49	D1	Seca Moderada
-1,50 a -1,99	D2	Seca Severa
≤ -2,00	D3	Seca Extrema

As séries de precipitação se comportam como séries temporais não estacionarias, apresentando média e variância diferentes para janelas de tempos iguais, para definir uma mudança nos níveis de resolução organizados hierarquicamente vamos decompor a série temporal dentro de suas estruturas físicas, para propor uma hipótese sobre qual é a atuação atmosférica ou oceânica, facilitando a nossa interpretação, submetendo as séries em uma transformada de *wavelet* para separar a componente do sinal em função do domínio da frequência.

3. RESULTADOS

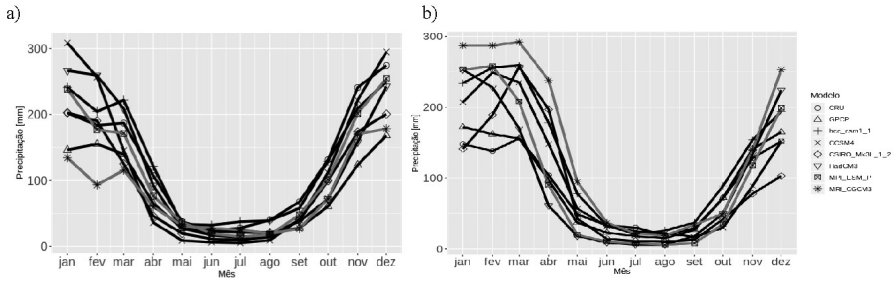
3.1. DADOS OBSERVADOS E MODELOS HISTORIAL

A bacia do São Francisco esta inserida em duas grandes regiões, Sudeste e Nordeste do Brasil, que apresentam sistemas climatológicos distintos como visto na figura 01, assim o ciclo de precipitação para as porções de estudo podem ser

vistas na figura 02, observamos que o ciclo de precipitação continua com um sistema de monção, modificando as precipitações acumulados por mês.

Figura 02: Climatologia da precipitação sobre a Bacia do São Francisco. a) Porção Sudeste. b) Porção Nordeste.

Linhas pretas modelos, linhas vermelhas CRU e GPCP.



Fonte: Autor.

Fonte: Autor

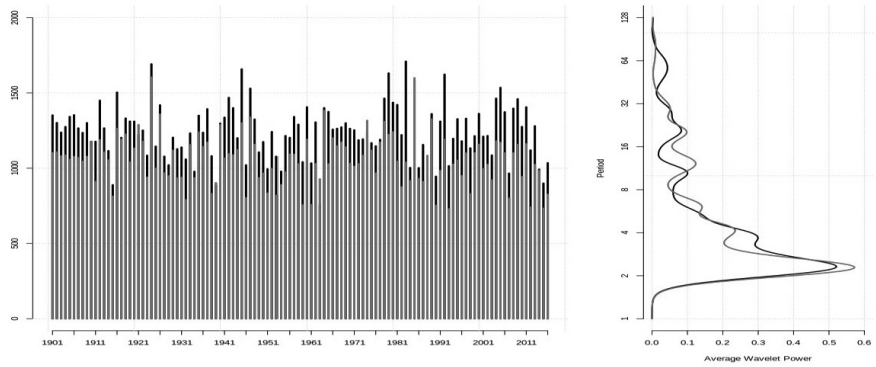
Quando se analisa a precipitação acumulada para a região da bacia do São Francisco fica evidente a variabilidade climática onde temos muitos anos seguidos abaixo da média para os 116 anos apresentadas pela séria do CRU, figura 03, ao lado temos o espectro de potencia mostrando onde a energia maior esta concentrada, vemos na banda de 2 a 6 anos apresentando uma variabilidade compatível com com fenômenos interanual, na escala dos El Niño Oscilação Sul (ENSO), também notamos uma variabilidade na banda de 16 a 32 anos que pode esta associada a Oscilação Multidecadal do Atlântico. Temos uma comportamento parecido para os dados do GPCP mesmo que a série temporal para esta base de dados não tem a capacidade de representar a mesm escala, para o GPCP temos apenas 39 anos, figura 04.

Para a base de dados sobre o CRU e GPCP calculado o SPI acumulado anual, últimos 12 meses, assim podemos observar como se distribuem a intensidade dos anos secos e úmidos assim como a frequência de sua ocorrência, figura 05 a) porção nordeste b) porção sudeste. Para o período de 1979 a 2016 temos a sobreposição das bases de dados.

Realizando a mesma analise para os modelos denotando os anos secos e úmidos para determinar sua intensidade e anos consecutivos estão presentes nas figuras 06 e 07 para as regiões nordeste e sudeste respectivamente.

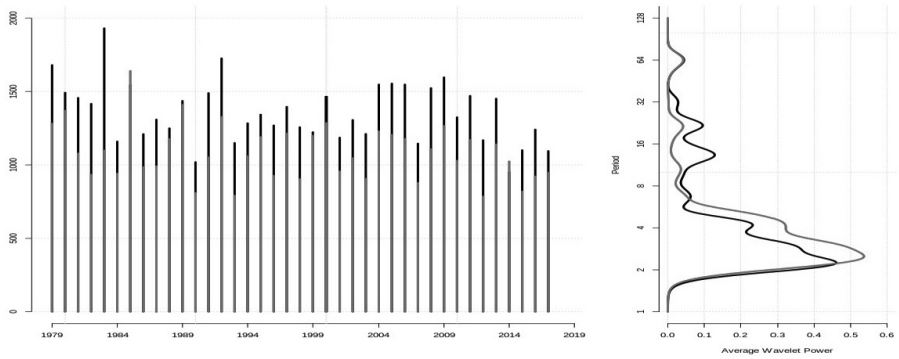
A analise dos resultados sobre a precipitação e intensidade de secas mostra para último seculo, denota a variabilidade muitedecadal, onde encontramos décadas com a probabilidade de anos mais secos e consecutivos assim como para os anos mais úmidos. Isso esta associado a mecnismos de grande escala, possivelmente com ligação oceano atmosférica.

Figura 03: Precipitação acumulada média sobre a Bacia do São Francisco e espectro de potencia segundo CRU: 1901-2016: Linha vermelha porção nordeste linha preta porção sudeste.



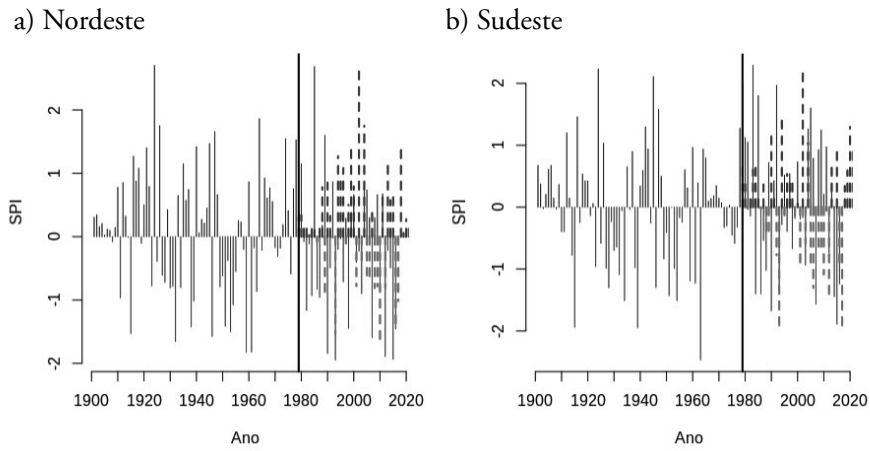
Fonte: Autor.

Figura 04: Precipitação acumulada média sobre a Bacia do São Francisco e espectro de potencia segundo CRU: 1901-2016. Linha vermelha porção nordeste linha preta porção sudeste.



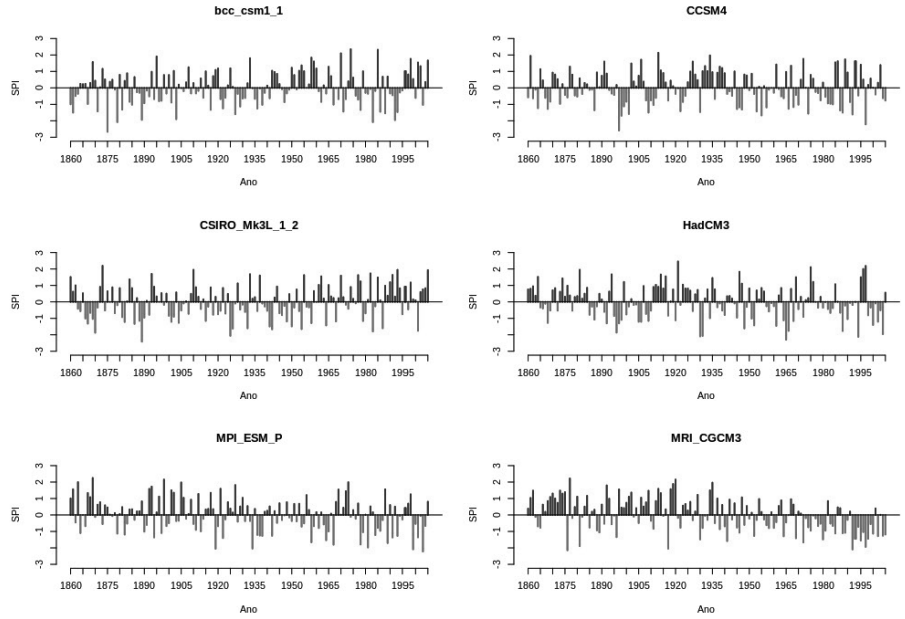
Fonte: Autor.

Figura 05: SPI dos últimos 12 meses sobre a bacia do São Francisco para as porções a) Nordeste; b) Sudeste



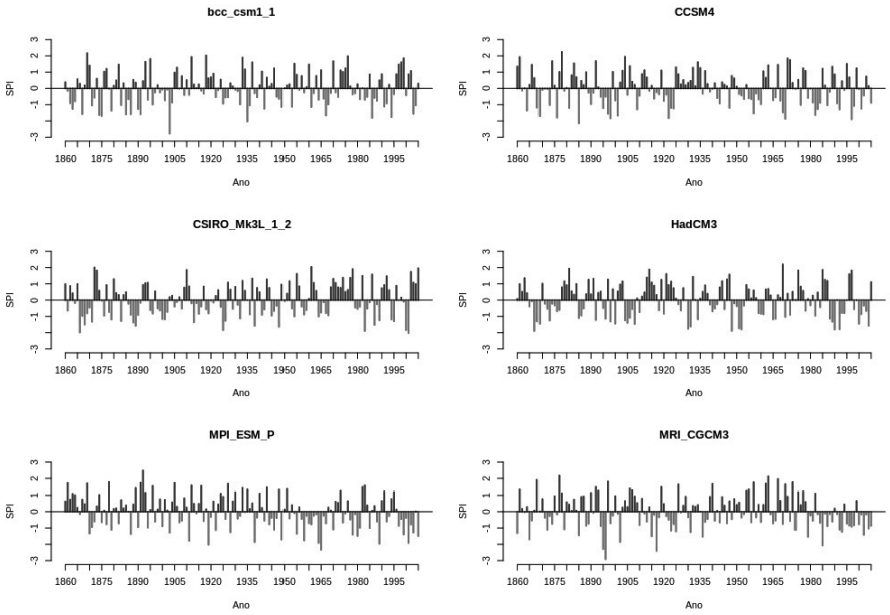
Fonte: Autor.

Figura 06: SPI dos últimos 12 meses sobre a bacia do São Francisco para as porções Nordeste, segunda modelos do PMIP3/CMIP5



Fonte: Autor.

Figura 07: SPI dos últimos 12 meses sobre a bacia do São Francisco para as porções sudeste, segunda modelos do PMIP3/CMIP5



Fonte: Autor.

MODELOS PAST1000.

Analisar uma série temporal tão longa como as simulações para o último milênio (850-1850), para um numero grande de modelos é uma tarefa complexa, assim vamos agrupar a analises em seculos. Para cada mil anos divididos em 10 seculos, na figura 08 sobre o NEB, fazendo uma aproximação para um evento de distribuição normal da precipitação acumulada anual entre os anos para os seis modelos. Assim podemos observar como as médias entre os seculos podem se deslocar assim como a tendencia nas precipitações acumuladas. Notamos que para a porção do NEB sobre a a bacia do São Francisco temos precipitações acumuladas que variam entre 500 a 2000 mm/ano, assim como modelos com um viés mais estacionário que não mostra uma mudança da média de precipitação entre os séculos, HadCM3, bcc_csm1 e MPI-ESM, e outros com a capacidade de mostra tais deslocamentos, CCSM4, CSIRO e MRI-CGCM3.

O mesmo comportamento encontramos para a porção Sudeste da bacia, figura 09, modificando as acumulados máximos anuais.

CONCLUSÃO

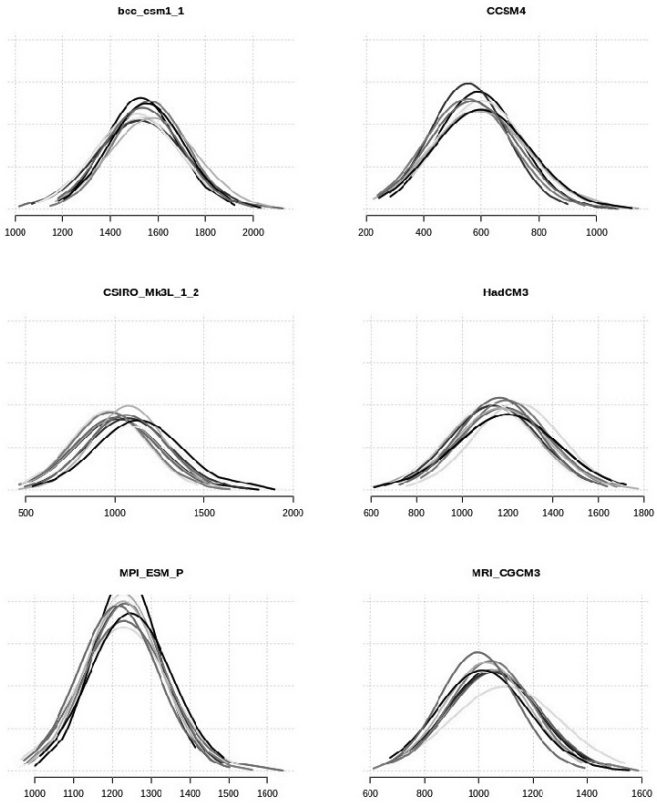
A identificação dos padrões de comportamento da precipitação sobre a

bacia do São Francisco é essencial para a sua melhor alocação de recursos, assim podendo elaborar um melhor aproveitamento da bacia.

Os resultados sugerem que existem módulos de oscilação sobre a precipitação acumulada anual, atuando sobre a recarga das vazões, esses oscilações podem esta associadas a fenômenos de acoplamento oceano atmosfera, que atuam na modulação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAT).

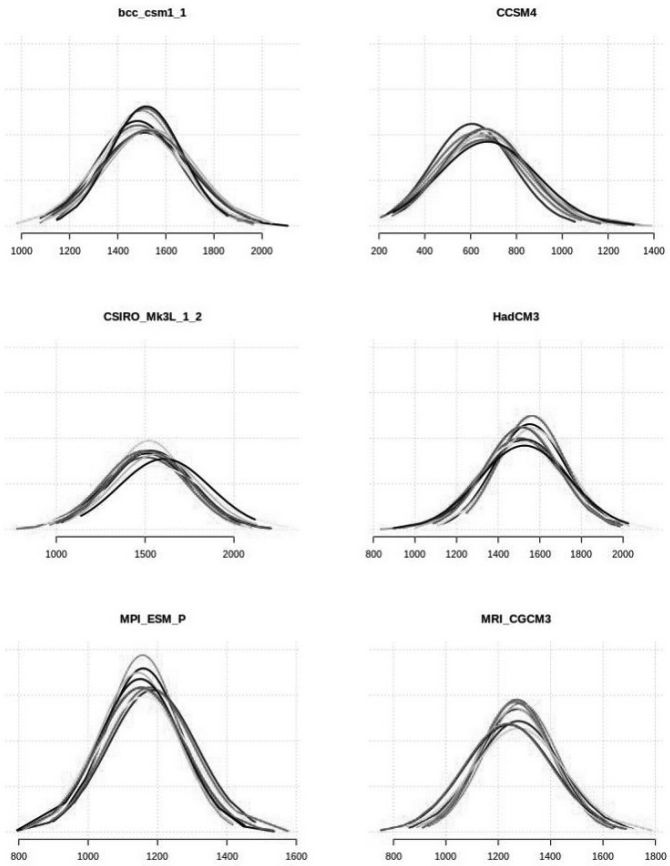
As analise de wavelet pode sugerir dois mecanismos, na escala interanual, 2 a 8 anos, temos a influencia do El Niño Oscilação Sul (ENSO) e na escala multidecal, 16 a 64 anos, temos a Oscilação Multedecal do Atlântico.

Figura 08: Distribuição de frequência normal para as simulações past1000 (850-1850) sobre NEB



Fonte: Autor.

Figura 09: Distribuição de frequência para as simulações past1000 (850-1850) sobre Sudeste.



Fonte: Autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T. Multi-scale variability of the sea surface temperature in the Tropical Atlantic. **J. Geophys. Res**., v. 190, C05009, DOI: 10.1029/2003JC002220, 2004.

BERGER, Andre L. et al. Long Term Variations of Daily Insolation and Quaternary Climatic Changes.**Journal Of The Atmospheric Sciences**, Louvain, v. 35, n. , p.2362-2367, 1978.

CARVALHO, L. M.; JONES, C.; LIEBMANN, B. The South Atlantic Convergence Zone: Intensity, form, persistence, and relationships with intraseasonal to interannual activity extreme rainfall. **Journal of Climate**, v. 17, p. 88-108, 2004.

CITEAU, J.; BERGÉS, J. C.; DEMARCQ, H.; MAHÉ, G. Position de la zone de convergence a 28°N et température de surface de l'océan. **Veille Climatique Satellitaire**, sv, n.21, p. 3-7, 1988a.

FIGUEROA, S. N.; SATYAMURTY, P.; SILVA, P. L. Simulation of the summer circulation over the South American region with an Eta coordinate model. **J. Atmos. Sci.**, v. 52, p. 1573-1584, 1995.

GAN, M. A.; KOUSKY, V. E.; ROPELEWSKI, C. F. The South American monsson circulation and its relationship to rainfall over West-Central Brazil. **Journal of Climate**, v. 17, p. 47-66, 2004. 59

HASTENRATH, S.: HELLER, L. Dynamics of climatic hazards in Northeast Brazil. Quart. **J. Roy. Meteor. Soc**., v. 103, n. 435, p. 77-92, 1977. HASTENRATH, S. On modes of tropicalk circulation and climate anomalies. **J. Atmos. Sci.**, v. 35, n. 12, p. 2222-2231, 1978.

LATIF, M.; BARNETT, T. P. Decadal climate variability over the North Pacific and North America: Dynamics and predictability. **Journal of Climate**, v. 9, p. 2407-2423, 1996. LATIF, M.; BARNETT, T. P. Causes of decadal climate variability over North Pacific and North America. **Science**, v266, p. 634-637, 1994.

LORIUS, C. et al. The ice-core record: climate sensitivity and future greenhouse warming. **Nature**, France, n. 347, p.139-145, 13 set. 1990.

UVO, C. R. B.; REPELLI, C.; ZEBIAK, S.; KUSHNIR, Y. The relationship between 60 tropical Pacific and Atlantic SST and Northeast Brasil monthly precipitation. **Journal of Climate**, v. 11, p.551-562, 1998.

DÉQUÉ M, DREVETON C, BRAUN A, CARIOLLE D. The ARPEGE-IFS atmosphere model: a contribution to the French community climate modelling. **Climites Dynamics** v. 10, p. 249–266, 1994.

SALAS Y MÉLIA D, CHEVALLIER M. The impact of the inclusion of new sea ice processes on the simulation of sea ice by CNRMCM5 global coupled model. **Climate Dynamics**. 2012.

QUAAS J, BOUCHER O. Constraining the first aerosol indirect radiative forcing in the LMDZ GCM using POLDER and MODIS satellite data. **Geophysical Research Letters.** v. 32, p. L17814. 2005.

GOVERNANÇA DAS ÁGUAS: BASES CONCEITUAIS

Natalia Barbosa Ribeiro
Rosa Maria Formiga-Johnsson

1. INTRODUÇÃO

Existe uma forte consistência no discurso acadêmico e das organizações e agências internacionais de que a crise da água global é, em grande parte, reflexo de uma crise de governança, isto é, processos e instituições deficientes para lidar com a complexidade dos problemas atuais, e com as incertezas decorrentes das mudanças ambientais, sociais e econômicas (PAHL-WOSTL, 2012; LEMOS, 2015; De NYS et al., 2016; RIBEIRO, 2016; OCDE, 2018). É nesse contexto que elaborações e conceitos acerca de uma "governança aperfeiçoada" – boa, efetiva, adaptativa - começam a ganhar foco e corpo, tanto na literatura quanto no âmbito das discussões e fóruns globais sobre a água, como uma possível alternativa, abordagem, solução ou resposta a crise da água.

O Segundo Fórum Mundial da Água, realizado no ano de 2000 em Hague, Holanda, foi um dos primeiros encontros internacionais a discutir explicitamente a governança como questão principal que deve ser abordada para lidar efetivamente com falta de recursos e serviços de água (TROPP, 2007). Confirmando a crescente importância das discussões sobre governança da água, observou-se uma tendência no surgimento de vários tipos de redes globais da água – a Aliança Gênero e Água, Rede de Ação para Água Doce, Rede de Integridade da Água, etc. – que tem assumido papel significativo em criar metas internacionalmente aceitas (TROPP, 2007), especialmente sobre governança das águas; discutindo questões tais como, corrupção do setor da água, gênero, justiça socioambiental, governança ética, entre outras (RIBEIRO, 2016).

Os Fóruns seguintes passaram a dar destaque crescente à importância dos conceitos de governança para a gestão das águas. Por exemplo, o 6º Fórum Mundial da Água (Marselha, França, 2012) reconheceu a 'governança efetiva' como uma condição crítica para o sucesso no enfrentamento do desafio de efetuar reformas da gestão das águas em todo o mundo. No 7º Fórum Mundial da Água (Daegu-Gyeongju, Coreia do Sul, 2015), a OCDE assumiu a coordenação das discussões sobre a temática de governança das águas, resultando na "*Declaração Daegu das Múltiplas Partes Interessadas sobre os Princípios de Governança da Água da OCDE*", um compromisso global para alcançar a "efetiva governança das águas", que reúne 65 assinaturas. Desde então, os trabalhos OCDE se multiplicaram acerca da governança das águas em diversos países (OCDE, 2018), inclusive no Brasil (OCDE, 2015).

Observa-se que há um crescente entendimento de que questões como a sustentabilidade, a alocação equitativa e a proteção dos recursos hídricos, entre outros assuntos relativos às águas, devem ser abordadas no âmbito da gestão integrada e da governança da água, apesar de sua implementação mostra-se muitas vezes problemática (BOGARDI et al., 2012). Operacionalizar um conceito tão multifacetado quanto o de governança, e fazer da prática um caminho para resultados efetivos, embora crítico, ainda é um desafio. Nesse sentido, cabe entender e refletir sobre o conceito de governança e seus aspectos, bem como, sua leitura para a gestão das águas e discorrer sobre suas potencialidades e fragilidades.

2. O QUE É GOVERNANÇA?

Segundo Gonçalves (2005), a expressão "governança" (g*overnance*) surge a partir de reflexões conduzidas principalmente pelo Banco Mundial, que visava aprofundar o conhecimento quanto às condições que garantem um Estado eficiente (ver DINIZ, 1995). A capacidade governativa passava a ser avaliada não apenas pelos resultados das políticas governamentais, mas também pela forma pela qual o governo exerce seu poder (GONÇALVES, 2005).

Na sua forma mais recente, a governança passa a refletir a necessidade de criar as condições para a regra ordenada e a ação coletiva, onde os resultados da governança não são diferentes daqueles do governo – é apenas uma diferença nos processos (STOKER, 1998). Assim, a "governança" abre um novo espaço intelectual, provendo um conceito que nos permite discutir o papel do governo ao lidar com as questões públicas e a contribuição que outros atores podem fazer, abrindo mentes à possibilidade de que grupos da sociedade – comunidades, setor voluntário e privado – possam ter que desempenhar um papel mais forte (GRAHAM et al., 2003).

A ampla possibilidade de leituras que o conceito de governança oportuniza, fez surgir na literatura um grande número de contribuições no sentido de defini-la (RIBEIRO, 2016). Uma pesquisa bibliográfica em diferentes literaturas gerou, no mínimo, 50 contribuições nesse sentido, embora, segundo Lautze et al. (2011), uma pesquisa exaustiva por definições de governança poderia provavelmente produzir centenas de resultados.

Tropp (2007) afirma que, embora existam diferentes abordagens alternativas para definir novas formas de governança, algumas características similares podem ser discernidas. Primeiro, a governança é vista como um processo de interações e não como um regime/instituição formal. Os atores[14] da governança interagem entre si, sendo limitados ou permitidos em sua ação por estruturas, tais como, cultura, leis, convenções, possibilidades técnicas e materiais, bem como

14 Na perspectiva de Kooiman e Jentoft (2009), atores são qualquer unidade social possuindo atividade ou poder de ação. Estes incluem indivíduos, associações, líderes, empresas, departamentos, organismos internacionais, e assim por diante.

muitas outras dimensões que constituem o mundo em que vivemos (KOOIMAN e JENTOFT, 2009). Tais estruturas vão ou devem ser levadas em conta, e limitam ou expandem os potenciais de ação desses atores; esses continuamente promovem mudanças nessas estruturas enquanto, ao mesmo tempo, estão sujeitos a sua influência (KOOIMAN e JENTOFT, 2009).

Kooiman e Jentoft (2009) afirmam que, no nível estrutural das interações de governança, três modos de governança podem se configurar – a governança hierárquica, a auto-governança (*self-governance*), e a co-governança (ver também RODHES, 1996). A governança hierárquica é característica das interações entre um estado e seus cidadãos, onde direção e controle são conceitos chave nessa abordagem. A auto-governança refere-se a situação na qual atores tomam conta de si, fora do escopo do governo, não sendo criado pelo governo mas surge da própria vontade dos envolvidos. Na co-governança o elemento essencial é que as partes sociais unem-se com um objetivo comum em mente, e delimitam sua identidade e autonomia no processo.

Sob outras perspectivas, a governança é entendida ora como instrumento, ferramenta, um meio para atingir certos fins (CASTRO, 2006), ora sendo o próprio fim, ou mesmo ambos (RIBEIRO, 2016). Para Gonçalves (2005), de fato a governança diz respeito aos meios e processos que são utilizados para produzir resultados eficazes. Lautze et al. (2011) clarificam que, embora a governança não esteja diretamente relacionada aos resultados, é certamente possível que a ausência de boas práticas de governança gere piores resultados. Não obstante seu caráter difuso, o conceito de governança tem como ponto de partida a busca do aperfeiçoamento do comportamento das pessoas e das instituições (GOMIDES e SILVA, 2009).

Para alguns autores fica implícito que a palavra contém um elemento positivo – a governança necessariamente é a boa governança (GONÇALVES, 2005). Onde ficam, então, os erros e falhas no processo de sua construção? (GONÇALVES, 2005). Assim, expressões tais como, governança pobre (*poor governance*), governança fraca (*weak governance*), são utilizadas para caracterizar "falhas" de governança. Nesse sentido, a "má" governança poderia caracterizar a ausência de governança – ou não -, havendo espaço para uma discussão maior sobre os métodos e planos para sua construção ou implementação (GONÇALVES, 2005), e aperfeiçoamento.

Similarmente, surgem expressões e discussões quanto às qualidades que caracterizam seu bom funcionamento ou aperfeiçoamento - a boa governança (*good governance*), governança efetiva (*effective governance*), governança adaptativa (*adaptive governance*), entre outras. Como ressaltam Gomides e Silva (2009), "as estruturas e qualidades da governança constituem fatores determinantes de coesão ou do conflito social, do êxito ou fracasso do desenvolvimento econômico, da preservação ou deterioração do ambiente natural, bem como do respeito ou violação dos direitos humanos e das liberdades fundamentais".

Regimes de governança são baseados em princípios orientadores formais ou informais (PAHL-WOSTL, 2007), implícitos ou explícitos, em normas, regras e procedimentos de tomada de decisão em torno do qual as expectativas dos atores convergem (KRASNER, 1982). Os regimes de governança podem ser resumidos na noção de um paradigma (por exemplo, "comando e controle", "GIRH"), que gera uma espécie de 'lógica interna' e um ambiente seletivo que exclui abordagens não compatíveis (PAHL-WOSTL, 2007). Na prática de governança, normas, valores e princípios estão na base de todas as decisões, uma vez que inspiram aqueles que governam a como pensar e fazer julgamentos sobre como o mundo funciona, e como agir em determinadas situações (KOOIMAN e JENTOFT, 2009).

Kooiman e Jentoft (2009) explicam que esses valores, princípios e normas geralmente permanecem implícitos, e menos frequentemente tornam-se explícitos e, independente se discutidos abertamente ou não, a governança significa uma escolha entre esses. Ressaltam que, tais escolhas são sempre complicadas, não somente porque essas podem requerer raciocínio filosófico e ético complexo, mas também porque as posturas de valor e noções normativas contidas nessas escolhas muitas vezes se conflitam. Um exemplo clássico é o conceito de desenvolvimento sustentável, criado para resolver conflitos nesse sentido na governança dos recursos naturais, e que reflete uma escolha de valores e uma ambição na tentativa de compatibilizar desenvolvimento e sustentabilidade – qual dos dois tem prioridade e por que? (KOOIMAN e JENTOFT, 2009).

Krasner (1982) explica ainda que se os princípios, normas, regras e procedimentos de tomada de decisão de um regime de governança se tornam menos coerentes, ou se a prática existente de fato é, cada vez mais, incompatível com os princípios, normas, regras e procedimentos, então, o regime enfraqueceu. Esses tipos de considerações devem ser levados em conta ao abordar a dinâmica dos regimes de governança, e em particular, as barreiras à mudança (PAHL-WOSTL, 2007).

Stoker (1998) afirma que o valor da perspectiva de governança está na sua capacidade de prover um quadro para entender – e promover - processos de mudança na forma de governar. E o resultado de um quadro conceitual como esse, se bem-sucedido, pode resultar em novas e frescas ideias, que outros quadros ou perspectivas podem não ter produzido (JUDGE et al., 1995 *apud* STOKER, 1998). No entanto, Alcántara (1998) reforça que se o discurso quanto à governança é sobre abrir novas oportunidades para resolver crises, tais como, de governabilidade, pobreza, entre outras, é necessário, então mover-se nas seguintes direções:

- evitar a busca por padrões (*blueprints*) de boa governança, aplicáveis em qualquer lugar, e encorajar a criatividade e originalidade das pessoas em configurações sociais concretas;

- evitar a "tecnificação" da reforma institucional, buscando um diálogo mais aberto sobre as necessidades de mudança em instituições e programas específicos;

- evitar a tendência em desenhar linhas irrealistas entre "estado" e "sociedade civil", e promover maiores esforços para fortalecer a esfera pública e valorizar contribuições ao bem comum.

Jacobson et al. (2013) observam que o aperfeiçoamento da governança é um processo lento e complexo que requer mudanças nas normas e atitudes que são geralmente enraizadas em relações políticas e de poder. Apesar do entendimento de que, em uma "relação" de governança, nenhuma organização possa facilmente comandar, sabe-se que certas organizações podem dominar um processo particular (STOKER, 1998). Logo, é de se esperar que a perspectiva de governança possa desenvolver-se de forma evolutiva para capturar os processos de adaptação, aprendizagem e experimentação que são característicos da governança (STOKER, 1998).

3. A LEITURA DO CONCEITO DE GOVERNANÇA PARA A GESTÃO DAS ÁGUAS

Jacobson et al. (2013) ressalta que a governança da água emergiu como uma das mais críticas áreas para o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos e serviços, de modo a responder a crise global da água – uma crise que não é sobre ter pouca água para satisfazer nossas necessidades, mas uma crise no gerenciamento da água, que torna esse recurso mais ou menos acessível para todos.

Budds e Hinojosa (2012) explicam que origem da governança em relação à água pode ser associada a três mudanças estruturais no setor das águas ao longo das últimas duas décadas. Primeiro, a usual organização de base setorial da gestão da água foi gradualmente substituída por formas mais integradas e de coordenação inter-setorial. Segundo, entendeu-se ser ineficiente gerir a água dentro de limites político-administrativos, o que fez surgir o consenso quanto à bacia hidrográfica ser a unidade mais apropriada de gestão e governança.

Por fim, a crescente participação do setor privado na provisão e gestão dos recursos hídricos implicou tanto uma transformação discursiva, quanto uma mudança organizacional (comercialização, descentralização, concessões, direitos) (BUDDS e HINOJOSA, 2012). Assim, reformas de governança da água geralmente contêm elementos similares, tais como, descentralização, tomada de decisão integrada e coordenada, participação de partes interessadas, gestão de bacias hidrográficas, e maior papel do setor privado por meio das parcerias público-privadas (JACOBSON et al., 2013).

Os conceitos de governança e governança da água estão intrinsecamente vinculados – e estão sendo construídos -, alguns com foco mais prescritivos, outros mais descritivos ou com foco nos seus resultados. Assim como a governança, a governança da água é explicitamente distinta, de um lado, das atividades do governo, e do outro lado, das atividades de gestão (WIEK e LARSON, 2012). A governança define as regras segundo as quais a gestão atua (PAHL-WOSTL et al.,

2012), sendo um contribuinte fundamental do sucesso ou falhas de iniciativas de gestão da água, visto que a tomada de decisão e implementação no nível técnico são significativamente dependentes do contexto organizacional, político e legal (FENEMOR et al., 2011).

A governança da água e a gestão da água são questões interdependentes; em tese, sistemas de governança efetiva devem permitir que ferramentas práticas de gestão possam ser aplicadas apropriadamente ao passo que as situações demandem (TORTAJADA, 2010). No entanto, a governança da água não recebeu a mesma atenção que o desenvolvimento técnico e de infraestrutura no setor da água (FENEMOR et al., 2011). O entendimento técnico dos nossos recursos hídricos é vital, no entanto, sem o foco no estabelecimento de uma boa governança possivelmente a gestão sustentável das águas não será alcançada (FENEMOR et al., 2011).

Quanto a definição do que vem a ser "governança da água", grande parte dos autores acadêmicos e também as agências e organizações internacionais adotam – ou apresentam variantes – de duas referências principais. A primeira trata-se da definição produzida pela *Global Water Partnership* (GWP) em 2002, que a define como "*a gama de sistemas políticos, sociais, econômicos, e administrativos que estão em vigor para desenvolver e gerir os recursos hídricos, e a prestação de serviços de água, em diferentes níveis da sociedade*".

A segunda contribuição pode ser atribuída ao Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), que, por sua vez, entende a governança da água como "*as instituições e processos políticos, sociais e econômicos, pelo qual os governos, a sociedade civil e o setor privado tomam suas decisões sobre como melhor usar, desenvolver e gerir os recursos hídricos*" (UNDP, 2004).

Enquanto a definição de governança da água apresentada pela GWP seja mais sinônimo de um conjunto de instituições que devem "estar no lugar" para usar a água, a definição dada pelo PNUD trata sobre os processos que decidem como a água é usada (LAUTZE et al., 2011). Ambas as definições colocam menos ênfase nos processos dinâmicos de tomada de decisão, e refletem um movimento no sentido de tratar a governança da água simplesmente como instituições relacionadas à água, compreensão essa considerada como mais mecanicista e prescritiva do termo (LAUTZE et al., 2011).

Chegar a uma definição de governança da água que seja suficientemente compreensiva, dando ênfase a processos, instituições e atores, mas não demasiadamente genérica, não é tarefa das mais fáceis. Pode-se destacar, nesse sentido, a contribuição de Pahl-Wostl e Knieper (2011) que entendem a governança da água como as formas pelas quais os atores interagem através dos diferentes níveis (do local ao internacional) e como essa interação é guiada por vários conjuntos de regras, sejam essas formais (ex. legislação das águas) ou informais (ex. normas sociais).

4. GOVERNANÇA DA ÁGUA: DESAFIOS E CAMINHOS PARA SUA OPERACIONALIZAÇÃO

Ao aceitar que um dos maiores desafios na resolução da crise da água tem a ver com a governança, fica claro que muitos tomadores de decisão e gestores dentro do setor da água não estão preparados para lidar com as questões das novas formas de governança, tais como, a mediação de conflitos, mobilização das comunidades, formação de parcerias, gerir processos de diálogo entre partes interessadas e de participação (TROPP, 2007). Em um ambiente de diferentes interesses, valores e normas, e onde muitas vezes há uma ausência de consenso mesmo sobre metas e objetivos, são enormes os desafios na busca de padrões aperfeiçoados de governança da água; o que exige medidas extraordinárias de coordenação, cooperação e compromisso não apenas de diferentes níveis de governo, mas também do setor privado e atores sociais em geral (TORTAJADA, 2010).

Muitos países introduziram legislações para a água inovadoras na última década, adotando abordagens mais integrativas, promovendo flexibilidade na escolha de instrumentos para atingir objetivos ambientais, apoiadas no princípio da bacia hidrográfica que garante a governança na escala espacial hidrológica (PAHL-WOSTL et al., 2012). Apesar de políticas sólidas terem sido criadas no papel, essas encontraram problemas que limitam a formação e funcionamento adequado de estruturas de governança (JACOBSON et al., 2013).

Pahl-Wostl (2012) reforça que a implementação formal de provisões legais não implica que princípios de boa governança serão aplicados na prática diária, mesmo quando esses estão explicitamente indicados na lei. Para Jacobson et al. (2013), pouca atenção tem sido direcionada a assegurar que o setor da água possa aderir a princípios de boa governança, incluindo a transparência, *accountability*, participação, e aos tipos de incentivos e desincentivos que guiam os comportamentos.

Segundo Wiek e Larson (2012), ao longo da última década, orientações para uma governança dos recursos naturais sustentável emergiram, e alguns pontos chave foram consistentemente identificados na literatura sobre governança dos recursos naturais, em geral, e de governança da água em particular. Nesse sentido, a governança das águas demanda, entre outros:

- Uma perspectiva sistêmica que suficientemente conecte aspectos ecológicos, sociais, econômicos, técnicos, legais, culturais e outros;
- Foco da governança em atores sociais, que reconheça quem está fazendo o que com a água e porque, quem está causando ou contribuindo para os problemas; e quem está disposto (ou deveria estar) a fazer o que para mitigar e resolver esses problemas;
- Um discurso transparente e acessível sobre valores e objetivos para especificar, revelar e negociar necessidades, preferências e visões tangíveis

entre partes interessadas; e

- Uma perspectiva compreensiva sobre a sustentabilidade da água que considere a riqueza do paradigma da sustentabilidade, incluindo a integridade social e ecológica, evitando caminhos para soluções de problemas isolados, que podem ser ineficientes, ineficazes e injustos.

Visto que reformas de governança da água mudam a forma como as decisões são tomadas sobre a água, muitas facetas adicionais da governança ganham maior foco, tais como, negociação, diálogo, parcerias, redes de governança, difusão de poder entre governos, e atores privados e sociais (JACOBSON et al., 2013). Decisões devem ser coerentes com um conjunto de princípios mais amplo, conduzindo a uma gestão dos recursos hídricos mais progressiva, eficiente e equitativa (TORTAJADA, 2010).

Assim, a governança da água tem suscitado questões menos técnicas, visto que uma série de partes interessadas está sendo direta ou indiretamente afetada, em grande parte, por decisões (FENEMOR et al., 2011). E, nesse contexto, outras questões têm assumido maior importância quando se trata de discutir a governança da água (RIBEIRO, 2016), como ilustrado por Fenemor et al. (2011): como as decisões estão sendo tomadas? Quais vozes e valores estão influenciando a tomada de decisão? Porque os planos e estratégias não conduzem a bons resultados ambientais? E como os efeitos cumulativos, especialmente entre o uso da terra e da água, podem ser melhor manejados?

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos esses esforços para colocar a governança na agenda das águas são válidos, mas há um grande potencial para ir além nas discussões quanto às características de uma governança aperfeiçoada, sendo crítico avançar nesse sentido. Na perspectiva de Castro (2007) um dos problemas mais cruciais é que a literatura política da água – e entende-se que também o debate – tende a apresentar um entendimento despolitizado da governança, embora essa seja essencialmente um processo político.

Para o autor, o principal mecanismo de despolitização da "governança" é a exclusão dos fins e valores do debate reduzindo-se assim a um processo de gestão ou estratégia política meramente instrumental, técnica, supostamente neutra. Stoker (1998) afirma que o valor da perspectiva de governança está na sua capacidade de prover um quadro para entender – e promover - processos de mudança na forma de governar. E o resultado de um quadro conceitual como esse, se bem-sucedido, pode resultar em ideias novas e frescas que outros quadros ou perspectivas podem não produzir (JUDGE et al., 1995 apud STOKER, 1998).

No entanto, estamos muito longe de ter uma base de conhecimento adequado sobre os determinantes da dinâmica e tendências de desempenho de sistemas de governança e gestão da água em diferentes contextos econômicos e so-

cioambientais (PAHL-WOSTL et al., 2012). Surpreendentemente, qualidades amplamente reconhecidas de uma boa e efetiva governança da água ainda estão em falta (LAUTZE et al., 2011).

Por fim, Ribeiro (2016), em sua ampla revisão sobre governança, conclui, sobretudo, que não há um "modelo" ideal de governança – a governança da água é totalmente dependente de um determinado contexto social, cultural, ambiental, econômico, político e institucional. Abordagens, metodologias e princípios serão, portanto, mais ou menos importantes dependendo do contexto específico. Isto é, os sistemas de governança da água devem ser "desenhados" de acordo com os desafios de gestão das águas para os quais eles são demandados a abordar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÁNTARA, C. H. Uses and Abuses of the Concept of Governance. **International Social Science Journal**, v. 50, n. 155, p. 105-13, 1998.

BOGARDI, Janos J. et al. Water security for a planet under pressure: interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 1, p. 35-43, 2012.

BUDDS, J.; HINOJOSA, L. Restructuring and rescaling water governance in mining contexts: The co-production of waterscapes in Peru. **Water Alternatives,** v. 5, n. 1, p. 119, 2012.

CASTRO, J. E. Governança da água no século XXI. **Ambiente & Sociedade,** v. 10, n. 2, p. 97-118, 2007.

DE NYS, E.; ENGLE, N.L.; MAGALHÃES, A.R. **Secas no Brasil: política e gestão proativas**. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos; Banco Mundial, 2016.

DINIZ, E. "Governabilidade, Democracia e Reforma do Estado: Os Desafios da Construção de uma Nova Ordem no Brasil dos Anos 90". In: DADOS – Revista de Ciências Sociais. Rio de Janeiro, volume 38, nº 3, 1995. pp. 385-415, 1995.

FENEMOR, A. et al. Improving water governance in New Zealand stakeholder views of catchment management processes and plans. **Policy Quarterly**, v. 7, n. 3, 2011.

GLOBAL WATER PARTNERSHIP (GWP). Introducing effective water governance. GWP Technical Paper. Stockholm: Global Water Partnership, 2002.

GOMIDES, J. E.; SILVA, A. C. O surgimento da expressão "governance", governança e governança ambiental: um resgate teórico. **Revista de Ciências Gerenciais**, v. 13, n. 18, p. 177-194, 2009.

GONÇALVES, A. O conceito de governança. XIV Encontro do CONPEDI, 2005.

GRAHAM, J.; AMOS, B.; PLUMPTRE, T. Principles for good governance in the 21st century. **Policy brief,** v. 15, p. 1-6, 2003.

JACOBSON et al. User's guide on assessing water governance. UNDP, 2013.

JUDGE, D. et al. Urban politics and theory: An introduction. **Theories of urban politics**, p. 1-12, 1995.

KOOIMAN, J.; JENTOFT, S. Meta-governance: values, norms and principles, and the making of hard choices. **Public administration**, v. 87, n. 4, p. 818-836, 2009.

KRASNER, S. D. Structural Causes and Regime Consequences: Regimes as Intervening Variables. **International Organization**, v. 36, p. 185–205, 1982.

LAUTZE, J. et al. Putting the cart before the horse: Water governance and IWRM. **Natural Resources Forum,** v. 35, n. 1, p. 1-8, 2011.

LEMOS, M C. Usable climate knowledge for adaptive and co-managed water governance. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.12, p.48-52, 2015.

[OECD] ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Water Governance Programme**. Disponível em: http://www.oecd.org/env/watergovernanceprogramme.htm. Acesso em 19 de outubro de 2018.

_____. Governança dos Recursos Hídricos no Brasil. Paris, France: OECD Publishing, 2015.

PAHL-WOSTL, C. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. **Water resources management**, v. 21, n. 1, p. 49-62, 2007.

PAHL-WOSTL, C.; KNIEPER, C. Responding to climate change: towards more adaptive water governance systems. Policy Brief 1. Twin2Go Project, 2011.

PAHL-WOSTL, C. et al. From applying panaceas to mastering complexity: toward adaptive water governance in river basins. **Environmental Science & Policy**, v. 23, p. 24-34, 2012.

RIBEIRO, N. B. **Governança das águas em bacias hidrográficas: proposta conceitual e metodológica e sua aplicação na Bacia Lagos São João, RJ**. Tese de Doutorado em Meio Ambiente (PPGMA) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), 2016.

RHODES, R. A. W. Understanding governance: policy networks, governance, reflexivity and accountability. 1st Edition, Open University Press, Buckingham, UK, 1997.

STOKER, G. Governance as theory: five propositions. **International Social Science Journal**, v. 50, n. 155, p. 17-28, 1998.

TORTAJADA, C. Water governance: Some critical issues. **Water resources development**, v. 26, n. 2, p. 297-307, 2010.

TROPP, H. Water governance: trends and needs for new capacity development. **Water Policy**, v. 9, p. 19–30, 2007.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP). Water governance for poverty reduction. Key issues and the UNDP response to the Millennium Development Goals. Water Governance Programme Bureau for Development Policy. UNDP, 2004.

WIEK, A.; LARSON, K. L. Water, people, and sustainability—a systems framework for analyzing and assessing water governance regimes. **Water Resources Management**, v. 26, n. 11, p. 3153-3171, 2012.

ARRANJOS INSTITUCIONAIS PARA GESTÃO DAS ÁGUAS NAS BACIAS DOS RIOS PARAÍBA DO SUL E GUANDU

Ana Paula Vasconcellos da Silva
Laís Lima Ambrósio
Rosa Maria Formiga-Johnsson
Natália Barbosa Ribeiro
Nathalia de Almeida Vasconcelos
Martin Obermaier

1. INTRODUÇÃO

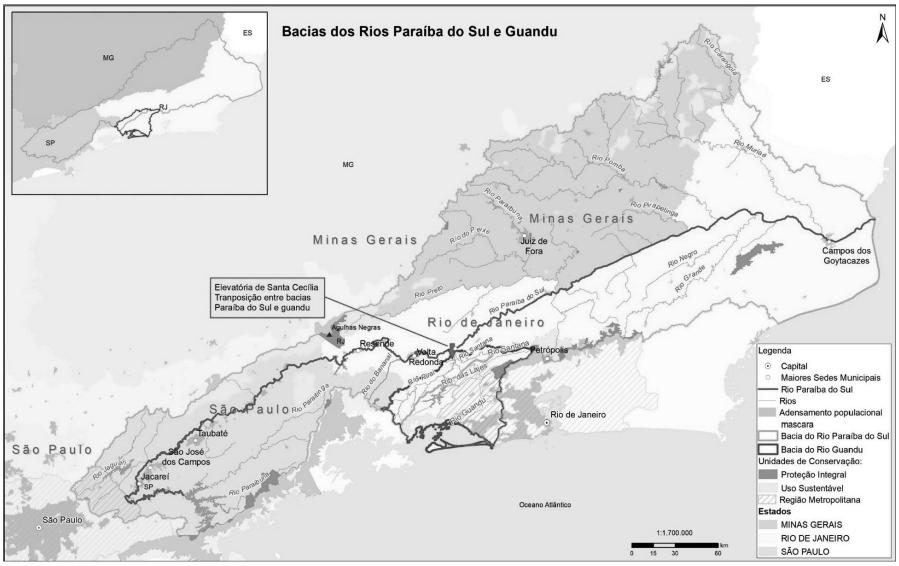
Governança das águas pode ser compreendida como a formação e sustentação dos arranjos de autoridade e poder, dentro dos quais os participantes envolvidos tomam decisões e modelam políticas que são obrigatórias para atores individuais e coletivos (Castro, 2007). Tais arranjos, acontecem dentro de diferentes limites territoriais – trata-se, portanto, de um processo político que envolve o exercício de poder político por atores políticos, buscando definir os fins e valores que devem informar o desenvolvimento social da sua região (Castro, 2007).

Para melhor compreender as peculiaridades da governança das águas nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu, é fundamental estudar como se estruturam estes atores políticos, como as instituições se relacionam e de que modo o poder político é de fato exercido por estes atores, especialmente em relação às esferas de governo envolvidas e aos conflitos decorrentes do relacionamento entre diferentes níveis da federação. Assim, a próximas três seções deste capítulo dedicam-se ao tema. A primeira apresentará a organização político-institucional da bacia do rio Paraíba do Sul, e a caracterização dos atores envolvidos. A segunda parte discutirá a organização político-institucional da bacia do rio Guandu. Em seguida, serão debatidos os conflitos federativos decorrentes das relações entre diferentes níveis de governo na gestão da bacia do rio Paraíba do Sul, com foco nos conflitos federativos. Por fim, serão apresentadas considerações finais sobre os temas apresentados.

2. ORGANIZAÇÃO POLÍTICO-INSTITUCIONAL DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

A bacia do Paraíba do Sul estende-se pelo território de três estados: Rio de Janeiro, São Paulo, e Minas Gerais. Sendo assim, sua gestão é compartilhada entre a União e os estados citados. Isso torna mais complexo o arranjo político-institucional da bacia, que conta com muitas instituições com papéis e funções que se sobrepõem ou apresentam zonas cinzentas, que ao mesmo tempo, deveriam se articular. Para melhor compreensão da bacia analisada, abaixo um mapa destacando-a no território (Figura 2):

Figura 2 – Bacia do rio Paraíba do Sul



Fonte: Ambrosio, 2018.

Situada na região Sudeste do país, bacia do Paraíba do Sul abrange 184 municípios dos quais, 39 no estado de São Paulo, 57 no Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais (Tabela 1).

Tabela 1 – Área e Municípios da bacia por estados.

Estado	**Nº de Municípios**	**Área (Km²)**	**Área da bacia por estado (%)**
Rio de Janeiro	57	26.851	43,26
São Paulo	39	14.510	23,38
Minas Gerais	88	20.713	33,37
Total	184	**62.074**	100,00

Fonte: CEIVAP, 2018.

A região Sudeste é a de maior desenvolvimento econômico e mais densamente povoada do país. Cerca de 12% do PIB brasileiro é produzido com as águas provenientes da bacia, seja dentro de seus limites, ou por meio da transposição para a bacia do rio Guandu (IBGE, 2015), distribuído nos estados, conforme Tabela 2. Em 2014, o PIB nacional foi da ordem de 5,7 trilhões, destes aproximadamente 338 bilhões foram produzidos apenas na bacia do rio Paraíba do Sul (Figura 3 e Figura 4), o que corresponde a 5,9% do PIB Nacional, sem considerar os municípios atendidos pelo rio Guandu (IBGE, 2015).

Tabela 2 - População e PIB da Bacia do Rio Paraíba do Sul por Estado.

Estado	**PIB (R$ 1.000)**	**População (2014)**	**PIB *per capita***
Rio de Janeiro	148.819.533,21	2.926.626	50.850,21
São Paulo	156.688.980,63	4.314.394	36.317,73
Minas Gerais	32.396.717,85	1.717.179	18.866,24
TOTAL	**337.905.231,69**	**8.958.199**	**37.720,22**

Fonte: IBGE, 2015.

Nos 183 municípios na bacia do rio Paraíba do Sul vivem mais de 8 milhões de habitantes (IBGE, 2015), cabendo ressaltar que esse dado não contabiliza os mais de 200 mil habitantes residentes no município de Macaé-RJ. Optou-se por desconsiderar tal município tanto nos dados referentes ao PIB, quanto nos dados de população, pois embora seja incluído pelo CEIVAP entre os municípios banhados pela bacia do rio Paraíba do Sul, o abastecimento urbano tem como principal manancial o rio Macaé, fora dos limites da bacia. Além disso, Macaé é densamente povoada e sua economia fortemente baseada na exploração de Petróleo. O território de Macaé está incluído na área de abrangência do Comitê de Bacias Macaé e Ostras, referente a sua bacia, que deságua no mar, externo a área de atuação do CEIVAP (COPPETEC, 2014).

Para a discussão da organização político institucional da bacia do Paraíba do Sul, os atores serão divididos em duas categorias (Quadro 1). Os atores políticos centrais são aqueles cujas competências formais conectam-se diretamente à gestão da bacia. Os denominados "outros atores importantes" para a gestão de recursos hídricos desta bacia são aqueles diretamente envolvidos na gestão das águas e do território, mas cujas competências formais não estão fundamentalmente ligadas à regulação do uso dos recursos hídricos. O primeiro grupo será melhor discutido a seguir, enquanto o segundo grupo será somente indicado, por não ser o objeto central desta pesquisa.

Quadro 1 – Atores na Gestão das Águas da Bacia do rio Paraíba do Sul

Agência Nacional de Águas (ANA) Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental (SNHQA) Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEAS-RJ) Instituto Estadual do Ambiente (INEA-RJ) Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rio de Janeiro (CERHI-RJ) Secretaria de Estado de Saneamento e Recursos Hídricos	

Atores Centrais	Outros atores importantes
Secretaria de Estado de Meio Ambiente Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE-SP) Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (CRH-SP) Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD-MG) Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM-MG) Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM-MG) Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (CERH-MG) Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) Comitê de Bacia Hidrográfica Rios Preto e Paraibuna (CBH-PP) Comitê de Bacia Hidrográfica Rios Pomba e Muriaé (CBH-COMPÉ) Comitê Paraíba do Sul (CBH-PS) – trecho paulista da bacia Comitê Médio Paraíba do Sul (CBH-MPS) Comitê Baixo Paraíba do Sul (CBH-BPS) Comitê de Bacia Rio Dois Rios (CBH-RDR) Comitê de Bacia Piabanha, Paquequer e Preto (CBH-Piabanha) Comitê de Bacia Hidrográfica Guandu (CBH-Guandu) Municípios de São Paulo (39 municípios) Municípios de Minas Gerais (88 municípios) Municípios do Rio de Janeiro (57 municípios) Usuários públicos Usuário privados Sociedade Civil Organizada	Ministério do Meio Ambiente (MMA)- Secretaria de Mudanças do Clima e Florestas (SMCF) MMA - Secretaria de Biodiversidade (SBIO) MMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) MMA – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) MMA – Serviço Florestal Brasileiro (SFB) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações Secretarias Estaduais de Agricultura e Pesca Agências estaduais de regulação do saneamento Secretarias Estaduais de Transporte e Infraestrutura Secretarias Municipais de Transporte e Infraestrutura Secretarias Municipais de Ordem Pública e Limpeza Urbana

Fonte: Elaboração Própria

Em relação aos atores centrais, ao levantar as competências formais de gestão da bacia, foram identificadas diferentes posições ocupadas por estes. É possível que um mesmo ente federado possa estar em posições diferentes na gestão da bacia, dependendo da entidade que o representa. Como é o caso dos municípios, por exemplo, que podem assumir a posição de ordenadores do território e gesto-

res dos assuntos de interesse local, quando a entidade que o representa for uma Secretaria Municipal de Meio Ambiente, mas também pode assumir a posição de usuário quando a entidade que o representar for um Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), por exemplo.

Dessa forma, os atores centrais foram divididos a seguir de acordo com a posição que ocupam na gestão da bacia, sendo organizados também por nível territorial. Considerando que existem diversas organizações dos atores para a gestão das bacias hidrográficas no Brasil, optou-se nesta pesquisa por uma classificação nova, que focasse nas posições ocupadas pelos atores para tomada de decisão e exercício de poder. Assim, foram elaborados para este trabalho cinco posições para os atores centrais:

I. **Atores centrais que atuam na posição de reguladores, formuladores, implementadores e executores da política de recursos hídricos, além de executar tarefas de monitoramento, avaliação e imposição de regras e aplicação de sanções**: tratam-se dos atores que atuam nas diversas etapas do ciclo da política pública, além de assumirem papéis que lhes foram atribuídos por legislações nacionais e estaduais, tais como a Política Nacional de Recursos Hídricos e as Políticas Estaduais de Recursos Hídricos. Aparecem também atores que possuem competências mais conectadas à gestão e regulação, como a Agência Nacional de Águas e os órgãos gestores estaduais. Por fim, nesta categoria também foram incluídas as entidades que possuem atribuições conectadas ao comando e controle ambiental, exercendo, assim, a imposição de regras e aplicando sanções e penalidades, decorrentes do poder de polícia atribuído a certos órgãos públicos. Nesta posição, todos os atores possuem natureza jurídica pública;

II. **Atores centrais que atuam nos mecanismos de coordenação federativa e cooperação territorial e da gestão de recursos hidricos, funcionando como articuladores, negociadores, compartilhadores de informações e solucionadores de conflitos**: tratam-se dos atores que atuam nos fóruns designados institucionalmente para que os impasses decorrentes do pacto federativo sejam equacionados entre os entes federados, com a participação da sociedade civil: são os Conselhos de Recursos Hídricos, existentes tanto no plano nacional como também para os estados. Nesta categoria, também estão incluídos os Comitês de Bacia, que funcionam não apenas como mecanismos de cooperação territorial, mas também como fóruns de compartilhamento de informações e resolução de conflitos entre usuários, poder público e sociedade civil – além de outras competências formais descentralizadas pela legislação. Por fim, as entidades delegatárias, que exercem atribuições de agências de água em razão da assinatura de contratos de gestão celebrados com os órgãos gestores e comitês de bacia. Nesta posição, há entidades de natureza privada (entidades delegatárias) e híbrida (como é o caso dos Comitês

de Bacia e dos Conselhos, que são entes de Estado, mas não se confundem com os entes governamentais);

III. **Atores centrais que atuam no ordenamento territorial e nos assuntos de interesse local**: em razão da característica municipalista da Constituição Federal, os municípios exercem competências formais ligadas ao ordenamento territorial através de seus Planos Diretores e Leis Orgânicas Municipais. O ordenamento do território pode influenciar na gestão da bacia do Paraíba do Sul e suas sub-bacias, especialmente na designação de zonas para atividades econômicas específicas dentro do seu território. Por fim, as municipalidades também podem atuar em assuntos de interesse local, impactando na proteção ao meio ambiente, especialmente no que tange à limpeza urbana e utilização do poder de polícia ambiental. Nesta posição, todos os atores são públicos. Importante destacar que a bacia abrange 184 (cento e oitenta e quatro) municípios, sendo que cada um deles possui competência constitucional para exercer atribuições de ordenamento do território e legislar sobre assuntos de interesse local;

IV. **Atores centrais na posição de usuários**: os entes governamentais podem ter interesse na utilização dos recursos hídricos para fins de abastecimento humano, saneamento básico, captação e tratamento das águas pluviais e produção de energia elétrica – este é um tema particularmente sensível na bacia do Paraíba do Sul, que tem um número expressivo de aproveitamentos hidrelétricos, que possuem reservatórios que se tornaram estratégicos para os usos múltiplos. Por este motivo, optou-se em separar os usuários públicos dos privados, uma vez que a dinâmica de participação destes é bastante diferente daqueles, como por exemplo no setor elétrico. Para os usuários de natureza pública, optou-se em separar pelos níveis de divisão territorial dos entes governamentais (federal, estadual e municipal), enquanto que para os de natureza privada optou-se por identificar os usuários que atuam no nível da bacia do Paraíba do Sul e suas sub-bacias; e

V. **Atores centrais na posição de sociedade civil:** esta categoria inclui atores que atuam como representantes da sociedade civil, independentemente de sua natureza jurídica ser pública (como é o caso dos acadêmicos das universidades públicas) ou privada. As organizações da sociedade civil (ONGs, instituições técnicas de ensino e pesquisa, OSCIPs, entidades de representação de classe) possuem bastante destaque nesta posição.

Explicadas as posições que os atores centrais podem ocupar, esclarece-se, por fim, que os atores foram organizados de acordo com o nível territorial em que atuam (ou do ente governamental que representam). A síntese destas discussões pode ser encontrada na Quadro 2 a seguir:

Quadro 2 – Identificação dos atores centrais, suas posições e estratégias na gestão da bacia do Paraíba do Sul

Regulação, elaboração, formulação, implementação, execução, monitoramento e imposição de regras e sanções	Federal	MMA/ ANA	Cumprir os objetivos e diretrizes da Lei das Águas do Brasil, exercendo atribuições de regulação, monitoramento, aplicação de regras e planejamento. (Agência Regulatória e Órgão gestor de Recursos Hídricos, pessoa jurídica de direito público).
		MMA/ SRHQA	Prestar apoio administrativo, técnico e financeiro ao CNRH e apoio técnico ao Ministro de Estado no acompanhamento dos contratos de gestão celebrados entre o Ministério e a ANA. (Secretaria Federal, pessoa jurídica de direito público).
	Estadual	SEAS/ RJ	Formular e coordenar a política estadual de proteção e conservação do meio ambiente e de gerenciamento dos recursos hídricos, visando ao desenvolvimento sustentável do Estado do Rio de Janeiro (Secretaria Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		INEA/ RJ	Executar as políticas estaduais do meio ambiente, de recursos hídricos e de recursos florestais adotadas pelos Poderes Executivo e Legislativo do Estado. (Autarquia Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		SSRH/SP	Planejar e executar as políticas estaduais de recursos hídricos e de saneamento básico em todo o território do Estado de São Paulo (Secretaria Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		SMA/SP	Promover a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental, coordenando e integrando atividades ligadas à defesa do meio ambiente, assim como analisar e acompanhar as políticas públicas setoriais que tenham impacto ao meio ambiente, bem como articular e coordenar os planos e ações relacionados à área ambiental (Secretaria Estadual, pessoa jurídica de direito público).

Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Regulação, elaboração, formulação, implementação, execução, monitoramento e imposição de regras e sanções	Estadual	CETESB/ SP	Fiscalizar e licenciar atividades consideradas potencialmente poluidoras, além de monitorar, executar e implementar a política de proteção e conservação ambiental (Sociedade de Economia Mista, pessoa jurídica de direito privado).
		DAEE/SP	Executar a Política Estadual de Recursos Hídricos, bem como coordenar o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. (Órgão Gestor de Recursos Hídricos, Autarquia Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		SEMAD/ MG	Formular e coordenar a política estadual de proteção e conservação do meio ambiente e de gerenciamento dos recursos hídricos e articular as políticas de gestão dos recursos ambientais, visando ao desenvolvimento sustentável no Estado de Minas Gerais (Secretaria Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		IGAM/MG	Garantir a gestão compartilhada e descentralizada das águas e assegurar a sua oferta adequada em qualidade e quantidade, visando o desenvolvimento sustentável (Órgão gestor de Recursos Hídricos, Autarquia Estadual, pessoa jurídica de direito público).
		FEAM/ MG	Executar a política de proteção, conservação e melhoria da qualidade ambiental, no que concerne à gestão do ar, do solo e dos resíduos sólidos, bem como a prevenção e a correção da poluição ou da degradação ambiental (Autarquia Estadual, pessoa jurídica de direito público).
Coordenação federativa, cooperação territorial, articulação, negociação, compartilhamento de informações, e solução de conflitos	Federal	MMA/CNRH	Desenvolver regras de mediação entre os diversos usuários da água sendo e articular a integração das políticas públicas de recursos hídricos no Brasil.
	Estadual	CRH-SP	Os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos são órgãos colegiados com atribuições normativa, consultiva e deliberativa, responsáveis pela promoção e pela implementação das diretrizes das Políticas Estaduais de Recursos Hídricos. Entre outras atribuições, destaca-se o papel de articulador para a integração das políticas das águas com outras políticas setoriais e de meio ambiente.
		CERH-MG	
		CERHI-RJ	

Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Coordenação federativa, cooperação territorial, articulação, negociação, compartilhamento de informações, e solução de conflitos	Bacia e Sub-Bacias	CEIVAP (totalidade da Bacia Paraíba do Sul)	O Comitê de Integração da Bacia do rio Paraíba do Sul (CEIVAP) foi criado com o intuito de promover, no âmbito da gestão de recursos hídricos, a viabilidade técnica e econômico-financeira de programas de investimento e a consolidação de políticas de estruturação urbana e regional, visando o desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, e a articulação interestadual, garantindo que as iniciativas regionais de estudos, projetos programas e planos de ação sejam partes complementares, integradas e consonantes com as diretrizes e prioridades estabelecidas para a Bacia.
		CBH-PP – MG	Atuar como órgão colegiado, deliberativo, normativo e consultivo, com atuação na área territorial compreendida pela Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna (PS1).
		CBH-COMPÉ - MG	Atuar como órgão colegiado, deliberativo, normativo e consultivo, com atuação na área territorial compreendida pela Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos rios Pomba e Muriaé (PS2).
		CBH-PS - SP	Promover o gerenciamento descentralizado, participativo, integrado, sem dissociação dos aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos nas Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul, no Estado de São Paulo.
		CBH-MPS - RJ	Promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos da região constituída pela bacia do Rio Preto e pelas bacias dos rios afluentes do curso médio superior do rio Paraíba do Sul no Estado do Rio de Janeiro.
		CBH-BPS - RJ	Promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos da região constituída pelas bacias dos rios afluentes do curso baixo do rio Paraíba do Sul no Estado do Rio de Janeiro, incluindo as bacias dos rios Muriaé, Pomba e Itabapoana.

Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Coordenação federativa, cooperação territorial, articulação, negociação, compartilhamento de informações, e solução de conflitos	Bacia e Sub-Bacias	CBH- RDR - RJ	Promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos da região constituída pelas sub-bacias da margem direita do curso médio inferior do rio Paraíba do Sul, cujos rios principais são os rios Bengalas, Negro Grande e Dois Rios.
		CBH - Piabanha - RJ	Promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos da região constituída pela totalidade das bacias hidrográficas dos cursos d'água afluentes do Rio Piabanha e das bacias hidrográficas dos afluentes do Rio Paraíba do Sul, pela margem direita do Estado do Rio de Janeiro.
		CBH- Guandu - RJ	Promover a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos das bacias dos rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim, sendo que o primeiro recebe aporte da transposição de águas do Rio Paraíba do Sul, a partir de Santa Cecília, no Estado do Rio de Janeiro.
		AGEVAP (totalidade da Bacia Paraíba do Sul & Guandu)	Assumir as funções de uma Agência de Bacia, que são, essencialmente, receber os recursos oriundos da cobrança pelo uso da água bruta na bacia e investi-los segundo o plano de investimentos aprovado pelo Comitê da Bacia. Atua como secretaria executiva do CEIVAP e comitês de sub-bacias, com exceção do trecho paulista. É também agência do Comitê Guandu, que compreende uma região hidrográfica distinta da Bacia do rio Paraíba do Sul.
Ordenamento Territorial e Assuntos de Interesse Local	Municipal	Municípios de São Paulo (39 municípios)	Promover, no que couber, adequado ordenamento territorial, mediante planejamento e controle do uso, do parcelamento e da ocupação do solo urbano. Atuar, juntamente com a União e o Estado, no setor de saúde e saneamento básico. Desenvolver os Planos Municipais de Saneamento Básico.
		Municípios de Minas Gerais (88 municípios)	
		Municípios do Rio de Janeiro (57 municípios)	

Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Usuários	Federal - Públicos e Privados	MME/ONS	O Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) é uma entidade brasileira de direito privado sem fins lucrativos que é responsável pela coordenação e controle da operação das instalações de geração e transmissão de energia elétrica do Sistema Interligado Nacional (SIN), sob a fiscalização e regulação da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) do Brasil. Busca promover a otimização da operação do sistema eletroenergético, visando o menor custo para o sistema; e contribuir para que a expansão do sistema elétrico se faça ao menor custo e vise às melhores condições operacionais futuras (pessoa jurídica de direito privado, sob a forma de associação civil sem fins lucrativos).
		MME/EPE	Prestar serviços na área de estudos e pesquisas destinadas a subsidiar o planejamento do setor energético tais como energia elétrica, petróleo e gás natural e seus derivados, carvão mineral, fontes energéticas renováveis e eficiência energética, dentre outras. (empresa pública, pessoa jurídica de direito privado)
		MME/Furnas	Atuar no setor de energia elétrica, tanto na geração quanto na transmissão de energia. Presente em 15 estados e no Distrito Federal, opera e mantém um sistema por onde passa cerca de 40% da energia que move o Brasil, atuando no abastecimento a regiões onde estão situados 63% dos domicílios e 81% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional. (sociedade de economia mista, pessoa jurídica de direito privado)
	Estadual - Públicos e Privados	CESP/SP	Produzir e comercializar energia elétrica no estado de São Paulo. (sociedade de economia mista, pessoa jurídica de direito privado)
		LIGHT SESA/ RJ	Produzir e a comercializar energia elétrica no estado do Rio de Janeiro. (sociedade anônima, pessoa jurídica de direito privado)
		CEMIG/MG	Produzir e a comercializar energia elétrica no estado de Minas Gerais. (sociedade de economia mista, pessoa jurídica de direito privado)
		SABESP/SP	Fornecer de água, coleta e tratamento de esgotos de 368 municípios do Estado de São Paulo. (sociedade de economia mista, pessoa jurídica de direito privado)

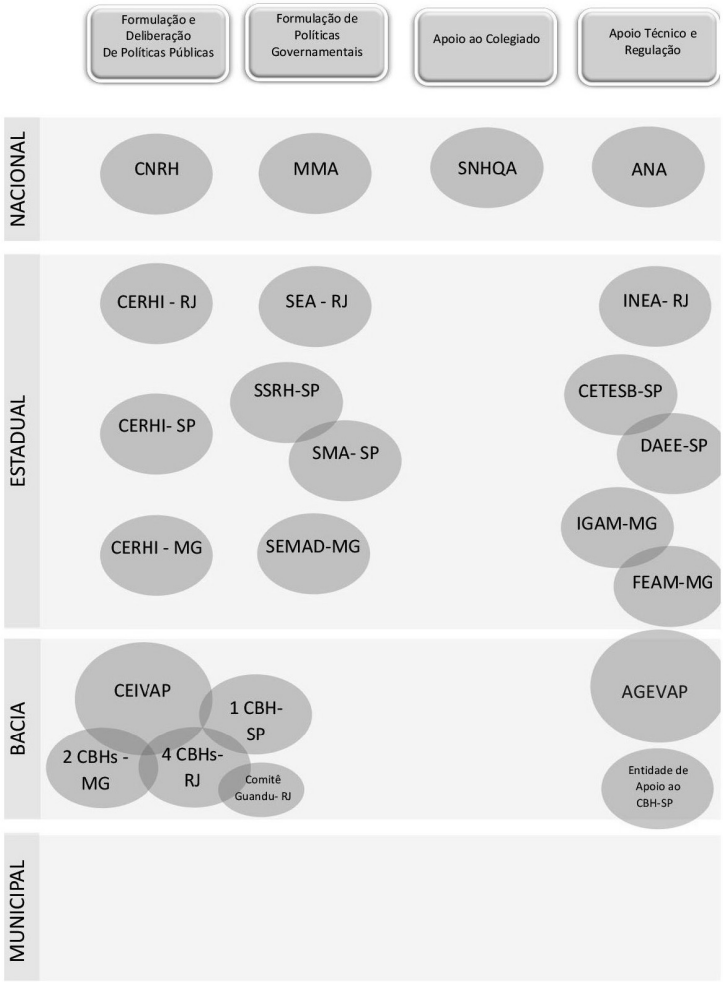
Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Usuários	Estadual - Públicos e Privados	CEDAE/RJ	Fornecer captação, tratamento, adução, distribuição das redes de águas, além da coleta, transporte, tratamento e destino final dos esgotos gerados dos municípios conveniados do Estado do Rio de Janeiro. (sociedade de economia mista, pessoa jurídica de direito privado)
		COPASA/MG	Prestar serviços em abastecimento de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos no estado de Minas Gerais (empresa pública, pessoa jurídica de direito privado)
	Municipal - Públicos e Privados	Serviços Autônomos de Água e Esgoto (ERJ)	Prestar serviços em abastecimento urbano de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos e captar e fornecer água nos municípios (podem ter natureza pública ou privada, varia caso a caso)
		Serviços Autônomos de Água e Esgoto (ESP)	
		Serviços Autônomos de Água e Esgoto (EMG)	
	Bacia e Sub-bacias - Privados	Indústria (inclusive mineração)	Utilizar a água para fins comerciais em atividades de produção industrial com uso intensivo de água.
		Agricultura e pecuária	Utilizar a água para fins comerciais em atividades de produção de alimentos (independente do porte, de pequenos produtores a grandes latifundiários) e criação de animais com uso intensivo de água.
		Piscicultura	Utilizar a água para fins comerciais em atividades de criação de animais em ambiente aquático.
		Instituições empresariais	Defender o acesso à água de modo eficiente e barato para a realização de atividades econômicas.
		Turismo e Lazer	Utilizar a água para fins comerciais em atividades de turismo e lazer com uso intensivo de água.

Posições	Nível territorial	Atores	Resumo das atribuições formais
Sociedade Civil	Bacia e Sub-bacias - Privados em defesa do interesse difuso	Ambientalistas	Associações civis que defendem a qualidade ambiental do corpo hídrico e da bacia hidrográfica, incluindo a proteção e conservação da fauna e da flora do ecossistema e a biodiversidade.
		Técnico-científico	Defender os interesses difusos relacionados aos recursos hídricos e ao meio ambiente, utilizando-se inclusive de normas técnicas e estudos acadêmicos.
		Movimentos sociais (terra/ trabalho)	Defender o acesso à água como direito fundamental disponível a todos, independente da condição social (ex.: associação de moradores).
		Conselhos profissionais, sindicatos e associações de categorias profissionais	Reafirmar a importância da categoria profissional na gestão dos recursos hídricos (ex.: CREA)
		Entidades de representação patronal	Reafirmar a importância da categoria econômica na gestão dos recursos hídricos (ex.: FIRJAN, FIESP e FIEMG).
Indivíduos que não representam organizações	Bacia e Sub-bacias - Privados	Indivíduos que nas situações de ação representam seus próprios interesses ou interesses difusos.	Reafirmar o direito de cada cidadão de ter acesso à água em quantidade suficiente para a subsistência humana e de qualidade adequada.

Fonte: Elaboração própria

Para fins de uma melhor compreensão de como estes atores interagem na organização político-institucional para governança da bacia, a seguir apresenta-se um esquema ilustrado destes atores. Trata-se de uma simplificação para fins didáticos, portanto, não exprime a complexidade das relações de poder e conflito envolvidas no relacionamento entre estes atores:

Figura 1 – Organização Político Institucional para Governança da Bacia



Fonte: Elaboração própria

3. ORGANIZAÇÃO POLÍTICO INSTITUCIONAL DA BACIA DO RIO GUANDU

O Estado do Rio de Janeiro é dividido em nove Regiões Hidrográficas, entre elas, a Região Hidrográfica II – Guandu (RH II), que abrange as sub-bacias

dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim. A sub-bacia do rio Piraí, naturalmente afluente do rio Paraíba do Sul, tem seu fluxo invertido para operação da transferência de água e, integra a RH II - Guandu (Figura 10). O Comitê de bacias do Guandu atua em toda essa região, numa área total de 3.712,9 km² (PERHI, 2014).

As bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu são interligadas por meio de uma transposição de águas que ocorre no município de Barra do Piraí – RJ, onde o leito do Paraíba do Sul é barrado, e cerca de 119 m³/s em média de suas águas são recalcadas pela Estação Elevatória de Santa Cecília para o reservatório de Santana, formado por uma barragem no rio Piraí, afluente do Paraíba do Sul, mas que devido a muitas modificações em seu leito natural, compõe a Região Hidrográfica do Rio Guandu. A Sub-bacia do rio é compartilhada entre a bacia do rio Paraíba do Sul e a bacia do rio Guandu. Do primeiro, é parte naturalmente, pois o Piraí é afluente do Paraíba do Sul. Do segundo, é parte artificialmente, pois no rio Piraí foram construídos reservatórios e estruturas que viabilizam a transposição de águas do Paraíba para o Guandu.

Considerando apenas a área drenada pela bacia do rio Guandu, que possui o principal rio contribuinte da Baía de Sepetiba, o tamanho reduz para 1.385 km². A bacia do rio Guandu é delimitada a Norte pela Serra do Mar, onde nascem seus rios formadores, o ribeirão das Lajes e o rio Santana, em trechos com denominações locais, Serra das Araras e Maciço do Tinguá, respectivamente em altitude de aproximadamente 800 m. A partir da confluência desses rios, forma-se o rio Guandu, que percorre apenas 48 km desde a nascente do ribeirão das Lajes até desaguar na Baía de Sepetiba, sendo que em seus 15 km finais recebe a denominação de Canal de São Francisco, um trecho retificado do rio, numa área muito plana de baixada, as margens da Baía de Sepetiba (COPPE, 2006).

As duas demais sub-bacias que constituem a RH II - Guandu, a bacia do rio da Guarda possui 338 km² e a bacia do rio Guandu Mirim 170 km². Ambas deságuam diretamente na Baía de Sepetiba. Grandes indústrias situadas a jusante desse conjunto de sub-bacias captam águas do Guandu (Trecho do Canal São Francisco), e despejam seus efluentes nos rios Guandu Mirim ou da Guarda.

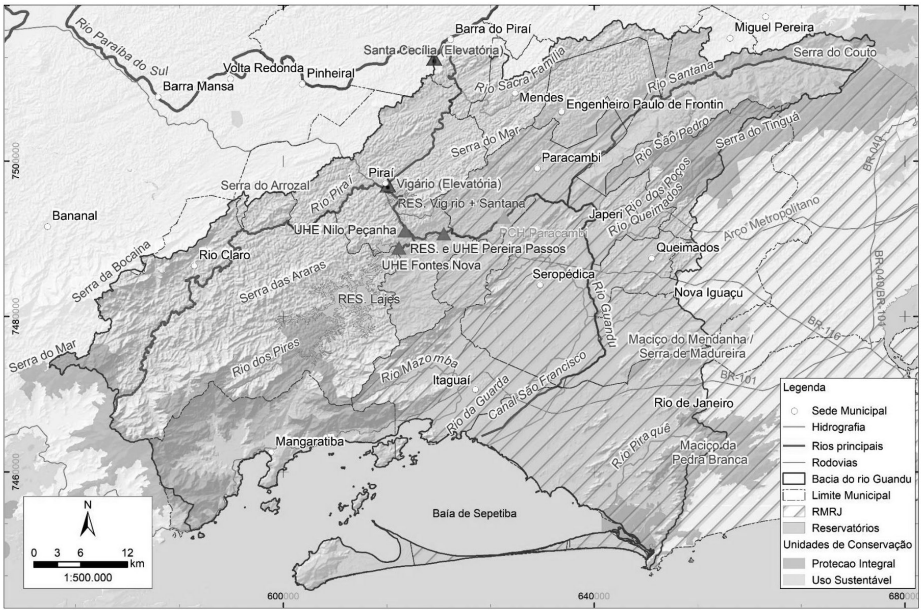
O fluxo do rio Guandu foi drasticamente modificado, sua vazão natural estimada, antes da transposição é da ordem de 25 m³/s, hoje a vazão média afluente ao Guandu é de 119 m³/s (COPPETEC, 2006).

A pluviosidade característica de clima Tropical quente e úmido, é elevada, variando entre 1.000 e 2.300 mm anuais. O período mais chuvoso se estende de novembro a março. Dentro do bioma Mata Atlântica, além dos remanescentes florestais restritos a áreas mais elevadas e íngremes, como no Maciço do Tinguá, Serra das Araras, Maciço do Mendanha e da Pedra Branca, encontram-se também fragmentos de restingas e mangues.

A RH II - Guandu abrange parcial ou totalmente 15 municípios fluminenses, onde vivem cerca 8 milhões habitantes (IBGE, 2014). O PIB per capita médio, em 2014, foi de cerca de R$42 mil reais, variando de R$11 mil (Japeri) a R$68 mil em Itaguaí; o PIB per capita da cidade do Rio de Janeiro foi de R$ 46 mil em 2014.

Os municípios de Nova Iguaçu e Rio de Janeiro tem apenas parte de seu território dentro da área da bacia. Contudo mais de 90% de suas populações são abastecidas pelas águas do sistema Guandu. Além disso, outros municípios do oeste metropolitano fluminense são abastecidos por águas do Guandu, inclusive indústrias, como a Refinaria Duque de Caxias (Reduc), situada no município de mesmo nome e do Distrito Industrial do Município de Queimados (PERH--Guandu, 2006):

Figura 2 – Bacia do rio Guandu



Fonte: Ambrósio, 2018

A maioria dos rios da bacia são de domínio do estado, a principal exceção é o rio Piraí, de domínio da União, onde situa-se parte das estruturas hidráulicas para transposição de águas.

3.1. PRINCIPAIS USOS MÚLTIPLOS

A disponibilidade hídrica pode ser caracterizada pelo balanço quali-quantitativo, isto é, considera a quantidade de água pela vazão de referência adotada, neste caso a Q_{95} e as condições de qualidade da água (ANA, 2015), que em última

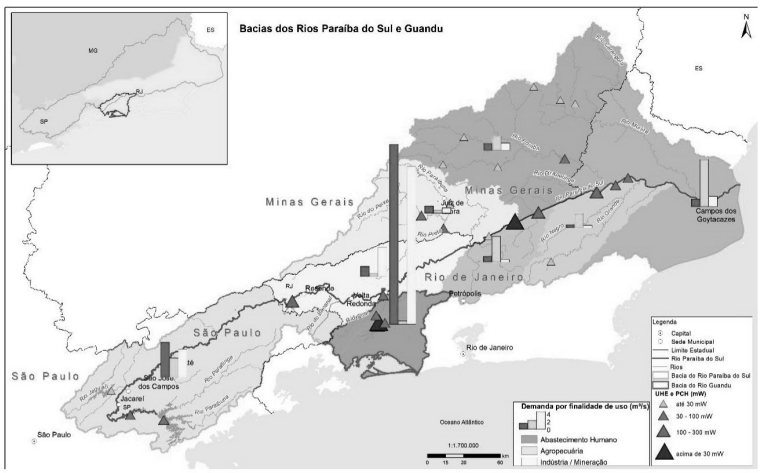
instância pode inviabilizar um determinado tipo de uso. O balanço mostra que a maior parte da bacia do Paraíba do Sul possui disponibilidade hídrica satisfatória e a criticidade quali-quantitativa se concentra nos trechos da bacia com maior adensamento populacional e na bacia do rio Guandu (Figura 3).

Figura 3 - Balanço Quali-quantitativo das bacias do Paraíba do Sul e do Guandu.

Fonte: Os autores, 2017. Dados: ANA, 2015a.

Entre os usos da água, destacam-se os usos consuntivos: o abastecimento humano/urbano, o industrial e a mineração, a irrigação, e o uso não consuntivo para geração de energia em termos de potencial hidroelétrico instalado (Figura 4).

Figura 4 - Demanda atual de recursos hídricos para usos múltiplos nas bacias Paraíba do Sul e Guandu.



Fonte: Os autores, 2018. Dados ANA, 2015a.

As águas que chegam ao rio Guandu por meio das estruturas de transposição, após serem aproveitadas para produção de energia elétrica, são utilizadas para abastecimento urbano de uma população de mais de 8 milhões de habitantes, dentro e fora dos limites da bacia, atendendo parte significativa da RMRJ. E centenas de indústrias localizadas no baixo Guandu, das quais as maiores são: Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), Fábrica Carioca de Catalizadores (FCC); o Distrito Industrial do Município de Queimados, e a REDUC (refinaria de Petróleo da Petrobrás) (BRITO et al., 2016).

4. CONFLITOS FEDERATIVOS NAS BACIAS DOS RIOS PARAÍBA DO SUL E GUANDU

A gestão dos recursos hídricos é realizada por uma miríade de atores, públicos e privados que se relacionam em um arranjo político-institucional complexo, dinâmico e sujeito a conflitos e soluções que desafiam permanentemente as regras do sistema.

No que tange aos entes governamentais, tal arranjo depende substancialmente das divisões de competência entes os entes federados, uma vez que compete aos três entes federados a proteção ao meio ambiente (art. 23, VI, da CF/88) além de legislar concorrentemente sobre conservação da natureza, defesa dos recursos naturais e proteção do meio ambiente (art. 24, VI, da CF/88). Importante destacar que, embora a competência privativa para legislar sobre águas pertença à União, (art. 22, IV, da CF/88), as águas superficiais ou subterrâneas são consideradas bens dos estados (art. 26, I, da CF/88) e as questões de interesse local e ordenamento do território são de competência legislativa do município (art. 30, da CF/88). Por serem pessoas jurídicas de direito público, as questões atinentes ao pacto federativo na política ambiental brasileira são fundamentais para a compreensão de como se dá a divisão de competências na bacia do Paraíba do Sul – e como tal divisão favorece (ou dificulta) a elaboração de regras formais para a sua gestão.

A Constituição de 1988 se caracterizou pela atribuição de maiores competências aos municípios, sendo que a municipalização não se restringiu aos governos como provedores de políticas públicas, mas também às comunidades locais, como bem destacou Celina Souza (2005, p. 116). Contudo, os efeitos desta descentralização e desconcentração não foram "nem simples nem lineares", como aponta Maria Hermínia Tavares de Almeida (2005). Particularmente, para as políticas públicas ambientais, em que a divisão de competências é bastante complexa, como se destacou acima, as discussões relativas ao pacto federativo tornam-se mais sensíveis – especialmente com a necessária inclusão da sociedade civil nos mecanismos decisórios.

Assim, é importante trazer à tona algumas questões sobre o pacto federativo brasileiro. Luis Fernando Abrucio (2010) aponta dois pontos centrais (i)

em sistemas federativos há mais de um nível territorial de governo legítimo para elaborar, implementar e executar políticas públicas – e por vezes as competências são sobrepostas, como é o caso da gestão de recursos hídricos. Assim, "mesmo havendo sempre algum grau de verticalidade e assimetria nas Federações, seu funcionamento envolve, em maior ou menor medida, relações contratualizadas e negociadas entre os níveis de governo", que demandam a construção de mecanismos de coordenação e cooperação, especialmente porque não há hierarquia entre os entes federados; (ii) em países de organização federalista, os entes federativos possuem algum tipo de representação ou participação dos governos subnacionais junto ao centro: tanto por meio do Legislativo (no caso brasileiro, pelo sistema bicameralista do Congresso Nacional, que impacta na elaboração e formulação das políticas públicas), através da provocação de uma corte federal do Judiciário (que pode ser acionada para defender os direitos federativos dos pactuantes, impactando na implementação e execução das políticas públicas) e, ainda, por meio de fóruns compostos pelos Poderes Executivos dos entes federativos, que podem ter, inclusive, participação de entes não-governamentais.

Estes fóruns têm por objetivo não apenas a coordenação na implementação das políticas públicas, mas também a articulação, negociação e solução de conflitos. Na gestão de recursos hídricos é particularmente importante a existência dos Conselhos de Recursos Hídricos, tanto no plano federal como nos níveis estaduais. Em adição à construção destes fóruns, Abrúcio aponta para a importância dos mecanismos de cooperação territorial:

> Uma das maneiras de se construir a coordenação federativa é a cooperação entre territórios, incluindo aí formas de associativismo e consorciamento. Trata-se da criação de entidades territoriais, formais ou informais, que congregam, horizontal ou verticalmente, mais de um nível de governo. (...) Como exemplos, poderiam ser citados os arranjos montados em áreas de forte conurbação ou metropolitanização, em que são constituídas fortes externalidades negativas em uma grande área contígua. Também pode se verificar o uso desse instrumento em políticas de infraestrutura de maior envergadura, que atingem mais de uma circunscrição político-administrativa, como transporte intermunicipal ou saneamento básico. Exemplos nessa linha de articulação federativa ainda podem ser encontrados em áreas marcadas pela "tragédia dos comuns" no plano ambiental, como acontece com as bacias hidrográficas. (2010, p. 179)

Portanto, tanto os Conselhos de Recursos Hídricos como os Comitês de Bacia seriam mecanismos de coordenação e cooperação federativa. Como aponta Bruno Pagnoccheschi, "a estruturação federativa do Estado brasileiro, associada a um acervo hídrico que se espalha de modo muito desigual pelo território, impõe a necessidade de se contar com processos de governabilidade e governança abran-

gentes e plurais, para disciplinar o acesso e a alocação de água de forma adequada nos diferentes contextos geográficos e climáticos" (Pagnoccheschi, 2016, p. 175). Tais mecanismos são mais centrais em bacias que se distribuem por mais de um estado – que é exatamente o caso da bacia do Paraíba do Sul.

Para além das questões atinentes ao pacto federativo brasileiro, a gestão de recursos hídricos também possui suas especificidades. Formiga-Jonhsson e Kemper pontam que nos países em que se descentralizou a gestão dos recursos hídricos ao nível da bacia, as características do processo de descentralização em si afetaram as perspectivas de sua implementação bem-sucedida (2004, p. 6).

Dessa forma, as autoras apontam que existem duas condições necessárias para uma iniciativa bem-sucedida de descentralização: (i) a devolução da autoridade e responsabilidade ao centro, e (ii) aceitação dessa autoridade e responsabilidade por unidades locais ou regionais. Se (i) e (ii) irão ocorrer, dependerá em parte sobre o porquê e como ocorreu a descentralização (2004, p. 6). Para as autoras, a implementação bem-sucedida da gestão descentralizada dos recursos hídricos também dependerá das características dos arranjos no nível da bacia (Formiga Jonhsson e Kemper, 2004, p. 7). Aspectos importantes incluem:

- A presença de instituições de governança no nível da bacia;
- A extensão em que se tem clareza sobre as fronteiras institucionais e se tais fronteiras combinam com limites da bacia;
- Se, e em que medida, os arranjos institucionais a nível da bacia reconhecem comunidades de interesse das sub-bacias;
- A disponibilidade de fóruns para compartilhamento de informações e comunicação entre as partes interessadas da bacia;
- A capacidade de implementar, monitorar e impor contratos contingentes através dos quais os interessados da bacia podem contribuir para melhorias nas condições da bacia;
- A institucionalização dos sistemas de monitoramento da bacia que têm credibilidade entre usuários de água; e
- A disponibilidade de fóruns para resolução de conflitos.

Dessa forma, tanto as questões atinentes ao pacto federativo como os aspectos relativos à gestão de recursos hídricos determinam a posição dos atores e as estratégias que utilizarão para a gestão da bacia.

Os conflitos pelo uso da água nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu ocorrem em diversas escalas – entre unidades federativas e entre sub-bacias – e sua resolução passa pelo arranjo político institucional para gestão das águas no Brasil, fundamentado no pacto federativo, ao qual foi adicionado a dimensão da bacia hidrográfica como unidade de gestão para os recursos hídricos. Os principais conflitos pelo uso da água nessas bacias são:

- Conflito federativo entre os estados de Rio de Janeiro e São Paulo;
- Conflito em torno da transposição, entre a bacia do rio Paraíba do Sul, como um todo, e a bacia do rio Guandu e a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, que depende fortemente das águas transpostas;

O quadro geral de degradação ambiental e poluição das águas das bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu comprometem os usos da água, levando a conflitos, notadamente em períodos de estiagens prolongadas com prejuízos para a qualidade das águas, sendo por isso, consideradas bacias críticas do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos (ANA, 2015).

O conflito federativo entre Rio e São Paulo teve seu momento de maior tensão durante a última crise hídrica da bacia em 2014/2015 (FORMIGA-JOHNSSON et al., 2015). A tensão se deu em torno da realização de mais uma transposição que retira água do rio Jaguari, afluente do Paraíba do Sul, em território paulista, para o sistema Cantareira, vista como um agravante para possíveis reduções de vazão na transposição de águas para a bacia do rio Guandu. A resolução do conflito deu-se por meio de discussões no âmbito de um grupo técnico formado por representantes da ANA, de órgãos gestores de recursos hídricos estaduais (DAEE-SP, INEA-RJ e IGAM-MG) e CEIVAP, que resultou no estabelecimento de novas regras para operação dos reservatórios e estabelecimento de limites para transposições (Resolução Conjunta ANA/DAEE/IGAM/ INEA nº 1.382/2015). Ressalte-se que o processo foi judicializado e que este acordo foi acompanhado pela PGR e foi oficializado no Supremo Tribunal Federal (STF).

Tal mecanismo de acordo, apesar de não previsto na Lei das Águas, observa suas diretrizes e objetivos, como a gestão democrática, descentralizada e, participativa e o atendimento aos usos múltiplos. Essa experiência demonstrou a necessidade de novos arranjos e mecanismos de resolução de conflitos para alocação de águas no Brasil, capaz de conciliar aspectos do pacto federativo à gestão de bacias hidrográficas interestaduais, onde coexistem usos da água e interesses conflitantes.

Dentro do território fluminense, o conflito é mais intenso entre sub-bacias. A bacia do Guandu recebe 119 m³/s oriundos do Paraíba do Sul, no médio curso do rio, onde situa-se a Estação Elevatória de Santa Cecília, no município de Barra do Piraí-RJ; no leito do rio Paraíba do Sul segue 71 m3/s, que corresponde a parte da disponibilidade hídrica para os usuários a jusante. Em condições normais, essas vazões atendem às demandas instaladas. Entretanto em momentos de escassez hídrica, a operação dos reservatórios impõe a redução desses limites, com consequente redução do nível dos rios fazendo emergir deficiências técnicas em captações de água pontualmente. A discussão em torno do conflito aborda questões de degradação da qualidade da água pelo despejo de efluentes domésticos e industriais, muitas vezes sem o devido tratamento, e a utilização das águas do Baixo Guandu por indústrias de grande porte, justamente em áreas sujeitas à intrusão salina. Esta situação é frequentemente apontada pelos paulistas e pela

Bacia do Paraíba do Sul em geral, inclusive da sua parte fluminense, que a transposição serve também para conter a cunha salina na foz do rio Guandu. Estes são os principais conflitos, contudo, com o aumento da pressão pelo uso da água, novos conflitos entre as sub-bacias poderão surgir, tornando ainda mais fundamental a governança das águas na bacia. Nesse contexto, é de grande importância que os Estados do Rio de Janeiro e São Paulo – juntamente com a ANA - pactuem a alocação de água, em quantidade e qualidade, dos tributários federais do rio Paraíba do Sul, de modo a evitar futuramente conflitos típicos entre montante e jusante como observado recentemente entre São Paulo e Rio de Janeiro.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As interações entre o pacto federativo e a gestão das águas em bacias interestaduais ganha maior repercussão e potencial para gerar conflitos pelo uso da água no contexto de inserção das bacias do Paraíba do Sul e Guandu. Estendendo-se pelos três maiores estados Brasil, a bacia do rio Paraíba do Sul tem grande importância econômica e social no contexto nacional, em particular pelo seu caráter estratégico de manancial de abastecimento das metrópoles de São Paulo e sobretudo do Rio de Janeiro.

A complexidade do arranjo institucional para gestão das águas nessas bacias torna evidente a necessidade de mecanismos que promovam maior articulação entre as esferas de atuação autônomas (estados e União) e órgãos de bacia para resolução de conflitos pelo uso da água, que envolvem atores e interesses conflitantes, cada um com suas posições e estratégias no contexto de gestão das águas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRUCIO, F. L; FRANZESE, C.; SANO, H. *Coordenação e cooperação no federalismo brasileiro***.** IN: CUNHA, A. S.; MEDEIROS, B.A.; AQUINO, L. C. **Estado, Instituições e Democracia: República**. Livro 9, vol.1, p. 177-212. IPEA: Brasília, 2010.

ALMEIDA, Maria Hermínia Tavares de. *Recentralizando a federação?*. **Rev. Sociol. Polit**., Curitiba, n. 24, p. 29-40, June 2005.

AMBROSIO, L. L. **Regras e práticas de alocação de água nas Bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu a partir de uma abordagem proativa**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 2018.

ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil: Informe 2014 – Encarte especial sobre a crise hídrica**. Brasília-DF, 2015.

BRITTO, A. L.; FORMIGA-JOHNSSON, R. M.; CARNEIRO, P. R. F. *Abastecimento público e escassez hidrossocial na metrópole do Rio de Janeiro*. In **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XIX, n. 1, p. 185-208 n jan-mar 2016.

CASTRO, José Esteban. **Water governance in the twentieth-first century**. Revista Ambient e Sociedade, v. 10, n. 2, p. 97-118. Campinas: Dezembro, 2007.

FORMIGA-JOHNSSON, R. M.; FARIAS JUNIOR, J. E. F.; COSTA, L. F.; ACSERALD, M. V. Segurança hídrica do Estado do Rio de Janeiro face à transposição paulista de águas da Bacia Paraíba do Sul: relato de um acordo federativo. Revista Ineana (Revista técnica do Instituto Estadual do Ambiente, RJ), v. 3, p. 48-69, 2015.

FORMIGA-JOHNSSON, Rosa Maria Formiga; KEMPER, Karin Erika. **Institutional and Policy Analysis of River Basin Management : The Alto-Tietê River Basin**, São Paulo, Brazil. Policy Research Working Paper; nº 3650. World Bank, Washington, DC, 2005.

PAGNOCCHESCHI, Bruno. *Governabilidade e Governança das Águas no Brasil*, Capitulo 7. In: Moura, Adriana. (ed). **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. IPEA: Brasilia, 2016.

SOUZA, Celina. **Federalismo, desenho constitucional e instituições federativas no Brasil pós-1988**. Rev. Sociol. Polit. [online], n.24, pp.105-121, 2005.

GOVERNANÇA DA ÁGUA NO VALE DO JAGUARIBE

Daniele Costa da Silva
Sandra Helena Silva de Aquino
Samiria Maria de Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

É o Jaguaribe sereno
Enriquecido de estórias
Que o tempo vai escrevendo
Sobre a pauta das memórias
Dos que vão vendo e vivendo
Os seus fracassos e glórias.
(Luciano Maia)

Os recursos hídricos assumem, ao longo do tempo, e a partir das problemáticas e desafios associados ao seu uso, disponibilidade e formas de acesso, o aspecto de um item indispensável das agendas e dos fóruns de discussão nas variadas escalas, sejam locais ou mundiais. Se até os anos 1980 a água era vista como um recurso renovável e abundante, adentra os discursos e políticas, na década seguinte, como um "recurso sob ameaça" (ANDRADE, 2005).

A problemática da gestão dos recursos hídricos apresenta novos vieses no Brasil a partir da década de 1980, com a Constituição Federal de 1988, que renova a discussão iniciada com o Código de Águas de 1935. Com a Carta Magna, define-se o uso comum da água, passando a existir apenas dois domínios: o da União e o dos Estados. Essa discussão aprofunda-se nos anos 1990, contexto no qual a participação social nas decisões relativas ao uso e distribuição da água toma corpo, com a constituição de Comitês de Bacias Hidrográficas e outros organismos sociais de discussão e deliberação sobre as questões atinentes aos recursos hídricos. É dessa década a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 11.996/92) e a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97). Essas leis estabeleceram, dentre outros aspectos, a bacia hidrográfica como unidade de gestão e o gerenciamento integrado, descentralizado e participativo.

A ideia de comitês de bacia hidrográfica remonta ao ano de 1976, como fruto de um acordo entre o Ministério das Minas e Energia e o Governo do Estado de São Paulo, com vistas a se pensar melhorias das condições sanitárias do Alto Tietê e Cubatão. Essa primeira experiência resulta em outras, tal qual a do Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas, que deu suporte aos Comitês Executivos de Bacias Hidrográficas do Paraíba do Sul, São Francisco e Ribeira do Iguape. Porém, todas essas experiências apresentavam caráter mera-

mente consultivo e governamental, sem participação da sociedade nas deliberações. Outras experiências nesse sentido ocorrem nos anos 1980, com os Comitês das Bacias Sinos e Gravataí, no Rio Grande do Sul, os quais surgiram por iniciativa da comunidade, receberam apoio governamental, mas também tiveram caráter meramente consultivo. Da mesma foram se observa com o Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, surgido em 1989, composto por municípios e empresas, o qual teve como objetivos a recuperação dos rios, a integração regional e o planejamento de como se daria o desenvolvimento da bacia dos Rios Piracicaba e Capivari, em São Paulo (PORTO & PORTO, 2008).

Logo, a participação pública nas decisões acerca dos recursos hídricos é uma marca dos anos 1990, relacionada com a mudança no perfil do Estado. Num primeiro momento, o Estado planejador-investidor agia de forma centralizada e fragmentada, definindo, unilateralmente, os rumos do uso das águas e seus objetivos, com foco na infraestrutura hídrica. Nesse contexto, a água compunha um insumo indispensável do processo produtivo, atendendo ao crescimento econômico.

Em outra fase, esse perfil do Estado assume a característica de reguladormediador de conflitos, impulsionado pelas questões ambientais que afloram e passam a compor agendas de governos e movimentos sociais, bem como pelas novas características do processo produtivo, que demandavam um Estado menos centralizador e com maior sinergia com a sociedade.

Nesse novo momento do país e da política de gerenciamento dos recursos hídricos, a preocupação do Estado recai sobre tecnologias e políticas mais eficientes, contemplando a organização dos recursos humanos, o conhecimento e as habilidades sociais (SOUZA FILHO, 2005). Nesse contexto, a alocação de água destaca-se no processo de gestão brasileiro, inicialmente com a operação de reservatórios para a produção de energia elétrica, ganhando outras dimensões ao longo do tempo. (FREITAS & LOPES, 2007).

No caso cearense, situado na região semiárida brasileira, a problemática hídrica relaciona-se, intimamente, ao processo histórico de ocupação do território e às próprias características sócio-políticas e naturais, não apenas do Ceará, mas de toda a região. Nessa, a relevância dos impactos da variabilidade do clima e da escassez hídrica relativa associa-se à condutas políticas fincadas no clientelismo e centralismo político, promovendo um quadro de graves desigualdades sociais. A geografia física da região é marcada pela irregularidade espacial e temporal de chuvas, pela presença de um embasamento cristalino, formado por solos rasos, e a existência de rios intermitentes. Tal condição levou, ao longo do tempo, à adoção de políticas baseadas na construção de uma infraestrutura hídrica, na forma de estocagem e/ou obras de transferência hídrica, como tentativa de minimizar os impactos da variabilidade hídrica anual e da incerteza associada ao clima na região.

A infraestrutura construída compreende um dos elementos de um processo mais amplo, que envolve não apenas o papel do Estado, mas as formas de distribuição e uso da água, ou seja, diz respeito ao gerenciamento dos recursos hídricos. No caso do Ceará, uma confluência de fatores sociais, econômicos, políticos e climáticos torna necessário um novo modelo de gestão dos recursos hídricos, no qual a participação pública, a gestão da demanda e dos conflitos atinentes ao uso da água são incorporados.

O estado cearense vivenciava, desde final dos anos 1980, uma nova conjuntura política, a partir do ingresso na cena política de um grupo advindo do Centro Industrial Cearense – CIC. Tal segmento, liderado pelo empresário Tasso Ribeiro Jereissati, adota na condução do Estado princípios modernos de gestão, associando às decisões políticas um saber técnico, como estratégia de dotá-lo de uma infraestrutura capaz de dar suporte ao desenvolvimento econômico e responder às demandas crescentes por água.

Dessa forma, os recursos hídricos inserem-se não apenas como elemento vital das sociedades que secularmente enfrentam a escassez hídrica, mas como componente impulsionador da economia.

O presente documento tem por objetivo apresentar os marcos institucionais da governança da água no vale do Jaguaribe e discutir sobre a relação dessa região com a Região Metropolitana de Fortaleza.

2. PROCESSO DE OCUPAÇÃO DO VALE DO JAGUARIBE

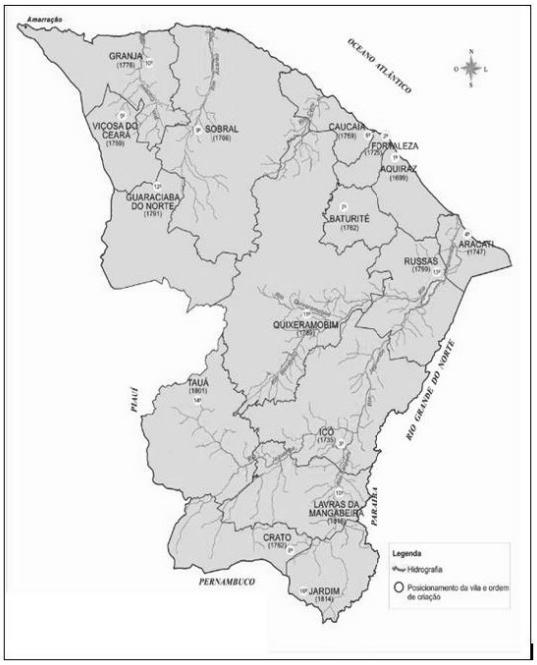
A ocupação do Ceará se deu tardiamente para atender às demandas da zona canavieira. Na bacia do Jaguaribe o processo segue a trilha da própria história do Ceará e se deu especialmente no compasso da atividade econômica pastoril, atrelada ao extermínio dos autóctones, no século XVII. A ocupação do interior do estado ocorreu por colonizadores interessados nas terras úmidas dos vales, propícias à pecuária, e por intermédio dos aldeamentos indígenas. Efetivou-se por dois caminhos, o litoral, ou Brasil de Fora, e pelo interior, ou Brasil de Dentro. Do interior, veio a corrente baiana, seguindo pelo rio São Francisco até o Piauí e o Maranhão, estabelecendo-se na bacia do Acaraú; pelo litoral veio a corrente pernambucana, atravessando a Paraíba e o Rio Grande do Norte até o Vale do Jaguaribe (ABREU, in JUCÁ NETO, 2010). Essas duas correntes migratórias exploratórias encontraram-se no território cearense, onde passaram a desenvolver a criação de gado para abastecer a zona da mata canavieira.

A pecuária concentrava-se em pequenas fazendas, que viriam a se tornar núcleos populacionais, seja em função dos currais de criação do gado, seja como locais de pouso na travessia que o gado necessitava fazer para chegar aos locais de comercialização. Nesse contexto, o rio Jaguaribe tornou-se uma rota fundamental da atividade pastoril, dadas as dificuldades de pastagem e de água, características do semiárido cearense. A prática de conduzir o gado até o local de destino gerava

perdas. Fato amenizado com o desenvolvimento da "salga da carne" ou charqueadas. Essa tecnologia muda o perfil da comercialização da carne e gera novos núcleos populacionais divididos entre áreas de salga, áreas de criação e áreas de comércio da carne.

Dessa forma, foi a atividade pastoril a principal força de ocupação do interior do estado, até que o algodão despontasse como mercado promissor, no século XIX, a partir de quando os olhares se voltam, sobretudo, para o litoral. A cidade de Icó, localizada no Vale do Jaguaribe, surge como a terceira vila criada no Ceará, depois de Aquiraz, no século XVII, e Fortaleza, no século XVIII Icó concentrava o comércio com Pernambuco, Bahia, Rio Grande do Norte e Piauí (Girão, 1983). Eram os proprietários de terras, fazendas e gado, os chamados coronéis, que imperavam nas terras do sertão, pois mesmo com o destaque de Fortaleza enquanto porto exportador e principal núcleo do estado a partir do século XIX, a riqueza era produzida no sertão, onde prevalecia o mando político, econômico e cultural das oligarquias dos grandes proprietários de terra, no binômio gado-algodão.

Figura 1: Primeiras Vilas nas Bacias Hidrográficas do Ceará (1699 – 1823)



Fonte: IPECE, 2012

A ocupação do interior seguiu ainda o curso dos rios, com a constituição de cidades nos vales mais úmidos, e os caminhos de passagem do gado. Isso define uma estratégia de garantir fontes de água mais abundantes durante as severas estiagens que assolam o Estado. A irregularidade climática observada apresenta

implicações não apenas na organização territorial das principais cidades, mas nas ações do estado, que a princípio se caracterizavam pelo viés de combate à seca, fato que dará origem ao formato adotado na política de recursos hídricos, um dos focos do presente documento.

2.1.A ATUAÇÃO DO DNOCS

Em 1909 é criado a Inspetoria de Obras Contra as Secas (IOCS). Essa instituição mudou de nomenclatura ao longo do tempo, adotando, em 1945, a sigla DNOCS, Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. As ações do órgão tinham como características a construção de obras de infraestrutura hídrica, como barragens, açudes e poços, para estocagem de água a ser utilizada nos períodos de crise hídrica, bem como a formação de rede de estradas e mesmo de núcleos populacionais inteiros para acolher os técnicos e suas famílias e os projetos de irrigação. O acúmulo de água aparecia, nas ações iniciais, como um objetivo em si mesmo, sem considerar as formas de apropriação do recurso.

Contudo, tais obras eram predominantemente construídas nas propriedades de grandes e médios fazendeiros, ou seja, não se caracterizavam como obras públicas. Firmava-se, assim, uma relação de dependência da população local aos mandos do poder oligárquico, que definem as formas de acesso à água. De acordo com Oliveira (1981), o órgão fora capturado pelas elites oligárquicas do Nordeste, em especial do Ceará, estado no qual foi sediada sua estrutura burocrática. "Falar do DNOCS, no Ceará, era o mesmo que falar da oligarquia e vice-versa" (idem, p. 56). Essas ações configuram até meados do século XX a chamada "solução hidráulica", idealizada pela Comissão Científica de Exploração, constituída durante o Império, cujo foco recaia sobre o acúmulo de água do que na forma como essa seria utilizada. Aliás, as ações atinentes à problemática ocasionada com as secas frequentes ganharam um corpo técnico de estudiosos concentrados no Instituto Politécnico do Rio de Janeiro, cujas propostas apresentadas no contexto da grande seca de 1877, já indicavam a solução hidráulica para o Nordeste brasileiro.

Esse é o contexto da construção de grandes reservatórios. Em 1906 é finalizada a construção do Açude Cedro, na cidade de Quixadá; em 1918, o Riacho do Sangue, em Solonópole e, em 1927, o açude Santo Antônio de Russas, na cidade de Russas. Já na década de 1950, com o surgimento da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), inicia-se uma nova fase, mais associada ao planejamento racional, baseada nos Estudos Integrados de Base, que tiveram a colaboração de missões estrangeiras. Tais estudos contribuíram para a elaboração dos Planos Diretores de Bacias, os quais, no caso cearense, deram suporte ao Plano Diretor do Vale do Rio Jaguaribe, sob assistência da Missão Francesa, e do Vale do Rio Curu, com apoio da Missão de Israel (SILVA, 2004).

Em 1961 é inaugurado o Açude Orós, na cidade de mesmo nome, com a perspectiva de acumular água para os períodos de seca. Contudo, o Orós só passa

a contribuir com a perenização do Vale do Jaguaribe nos anos 1980. Dessa forma, torna-se possível a perenização do vale do rio Jaguaribe e a instalação, já no contexto ditatorial, dos primeiros perímetros públicos irrigados, nos anos 1970. Os perímetros atendiam à necessidade de conter as tensões no campo, que se acirravam com a organização dos trabalhadores em torno da luta pela terra e com a migração para a capital do Estado, como também visavam o desenvolvimento da agricultura irrigada, dadas as dificuldades da produção agrícola frente à escassez de água.

Até então, a política de recursos hídricos ocorria de forma centralizada e setorizada, concentrando-se na construção e manutenção das obras de infraestrutura hídrica, sob a tutela e controle do DNOCS. Esse formato político-institucional permanece quase que inalterado até o final dos anos 1980, momento em que mudanças no cenário político se fazem notar, com o ingresso de um novo grupo político ao campo do poder, com um discurso moderno e uma forma de conduzir as ações do estado sob princípios técno-burocráticos. Esse contexto altera as relações de força que atuavam entre os gestores que conduziam a política de recursos hídricos do estado, a qual sai da tutela exclusiva do DNOCS e passa a contar com outros atores e formatos institucionais, conforme será discutido adiante.

1.2. PERÍMETROS PÚBLICOS DE IRRIGAÇÃO – NOVO CONTEXTO DO VALE

O Vale do Jaguaribe sofreu, a partir da década de 1970, algumas intervenções do governo federal, com vistas não apenas a promover o desenvolvimento econômico da região, mas minimizar a pressão social quanto à posse e uso da terra. Assim, foi instalado pelo DNOCS o primeiro perímetro público de irrigação no Ceará, na cidade de Morada Nova, em 1970, com 3.737 ha irrigados. Aliás, dos 14 perímetros públicos instalados pelo órgão no Ceará, 8 localizam-se na bacia do Rio Jaguaribe. Tais perímetros de irrigação, sob a tutela do DNOCS, apresentaram uma gestão centralizadora e autoritária.

Os colonos eram obrigados a adotar todo um novo *modus vivendi*, em termos de comportamento, formas de sociabilidade e maneiras de produzir, sob a coordenação dos técnicos do DNOCS. As decisões eram tomadas de forma unilateral e diziam respeito não apenas à operação do reservatório que servia de suprimento hídrico para a irrigação, mas à definição sobre o que e como produzir, onde e como comercializar, contribuindo para o desenvolvimento de práticas culturais clientelistas (MENDES, 2011). Além disso, os projetos de irrigação adotaram culturas com elevado consumo hídrico, a exemplo do arroz, as quais se associaram aos métodos de irrigação empregados, marcados pelo desperdício de água, como a irrigação por gravidade e inundação.

Também foi implantado, em 1973[15], o perímetro de Icó-Lima Campos, no

15 As obras de instalação do Icó-Lima Campos iniciaram-se em 1961, mas este só veio a ter suas

município de Icó, o qual é abastecido pelos açudes Lima Campos e Orós, através de um túnel de ligação entre os dois açudes. Este perímetro tem uma área de 2.712 ha e nele se utiliza o método de irrigação superficial.

Na década de 1980 foi implantado, pelo DNOCS, o Perímetro Jaguaribe-Apodi (DIJA), localizado na Chapada do Apodi, mais precisamente no município de Limoeiro do Norte, sendo atendido com as águas dos açudes Orós e Castanhão. Totaliza 2.800 ha irrigados, utilizando pivô central e irrigação localizada.

Durante a década de 1980, inicia-se o processo de "emancipação" dos perímetros públicos federais, a partir do Programa de Irrigação do Nordeste (PROINE), criado em 1986. Dez anos depois, é criado o Programa de Emancipação dos Perímetros Irrigados (PROEMA). Esse processo assume contornos melhor delineados ao longo dos anos 2000, com o Plano Plurianual (2004 – 2007), no governo de Luís Inácio Lula da Silva. Tal plano previa a transferência dos perímetros irrigados ao processo de autogestão dos usuários. Finalmente, a consolidação desse processo se deu com a Lei Nacional Nº 10.204, de 2010, que estabeleceu um prazo de cinco anos para que o DNOCS concluísse a implantação do PROEMA. Atualmente, os perímetros são gerenciados por organizações de usuários, com assessoria do DNOCS (ALBUQUERQUE et al).

Um dos perímetros mais recentes (anos 2000) e de grandes proporções de área é o Perímetro Tabuleiros de Russas, localizado nos municípios de Morada Nova, Russas e Limoeiro do Norte, com 10.564 ha de área irrigada. Esse perímetro surge num contexto diferente dos demais, adotando métodos de irrigação mais modernos, dividindo-se em dois – micro aspersão e gotejamento. Diferentemente dos primeiros perímetros irrigados, com perfil familiar de pequenos lotes, esse tem como foco o agronegócio, baseado na fruticultura. Suas fontes hídricas são os açudes Banabuiú e Castanhão.

Existem ainda mais três perímetros instalados pelo DNOCS nos Vales, os quais apresentam pequenas extensões de área irrigada. São eles: Perímetro da Ema, no município de Iracema, com 42 ha, método de aspersão convencional e abastecimento pelo Açude Ema; o Várzea do Boi, no município de Tauá, local onde nasce o Rio Jaguaribe, com 630 ha e método de superfície em sulcos (gravidade) e o Perímetro Jaguaruana, situado em município de mesmo nome, com 202 ha, e métodos superfície (gravidade), aspersão convencional e em menor proporção o gotejamento (apenas 2,48%). Esses três últimos foram instalados ainda nos anos 1970. Somando-se todos os perímetros públicos instalados pelo DNOCS no Vale contabiliza-se mais de 20 mil ha de área irrigada, de acordo com dados do próprio DNOCS (Quadro 1).

atividades iniciadas em 1973

Quadro 1: Perímetros de irrigação instalados pelo DNOCS no Vale do Jaguaribe

Morada Nova	1970	3.737	Superficial (Inundação)	Morada Nova	Açude Banabuiú
Icó-Lima Campos	1973	2.712	Superficial	Icó	Açudes Lima Campos e Orós
Ema	1973	42	Aspersão convencional	Iracema	Açude Ema
Várzea do Boi	1975	630	Superficial em sucos (gravidade)	Tauá	Açude Várzea do Boi
Jaguaruana	1977	202	Aspersão convencional e gotejamento (2,48%)	Jaguaruana	Açudes Orós e Banabuiú
Jaguaribe-Apodi (DIJA)	1989	2.800	Pivô Central (87,04%); Gotejamento (6,48%) e micro aspersão (6,48%)	Limoeiro do Norte	Açudes Orós e Castanhão
Tabuleiro de Russas*	2004	10.765	Localizada e aspersão/pivô central	Russas, Limoeiro do Norte e Morada Nova	Açudes Castanhão e Banabuiú.

Fontes: DNOCS; Gerência Tabuleiro de Russas*. Elaboração: UFC, 2013

Além dos perímetros públicos instalados pelo governo federal, outros 12 perímetros foram implantados no Vale do Jaguaribe por iniciativa do governo estadual, a partir da década de 1980 e início dos anos 1990, conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Perímetros Irrigados com Recursos Estaduais para Infraestrutura Hídrica no Vale do Jaguaribe

Altinho	Tabuleiro do Norte	180	Aspersão/Localizada
Várzea Grande	Jaguaretama	40,2	Aspersão e Microaspersão
Toco	Jaguaretama	16,5	Aspersão e Microaspersão
Cachoeirinha	Tauá	5,5	Aspersão
Califórnia	Quixadá	5,0	Microaspersão
Corredores	Jucás	80,0	Microaspersão

Perímetro	*Município*	*Área cultivada (ha)*	*Método de irrigação*
Niterói	Solonópole	30,0	Gravidade
Patu	Senador Pompeu	69,0	Aspersão Convencional
Quixeré	Quixeré	199,0	Aspersão Convencional
Inharé	Senador Pompeu	165,0	Aspersão Convencional
Xique-xique	Alto Santo	90,0	Pivô Central
Curupati	Jaguaribara	151,0	Localizado

Fonte: SDA, 2012

Ressalte-se a mudança assumida na caracterização dos perímetros desde sua implantação, nos anos 1970, aos perímetros surgidos a partir dos anos 1980. Na primeira fase, aluvionar, os perímetros consistiam em pequenos lotes administrados pelo DNOCS, nos quais viviam famílias de agricultores que cultivavam para sua subsistência e para o mercado local. Os projetos mais recentes destacam-se pelo incremento nas técnicas de irrigação e pela fruticultura para exportação, marcando uma fase mais associada ao agronegócio.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

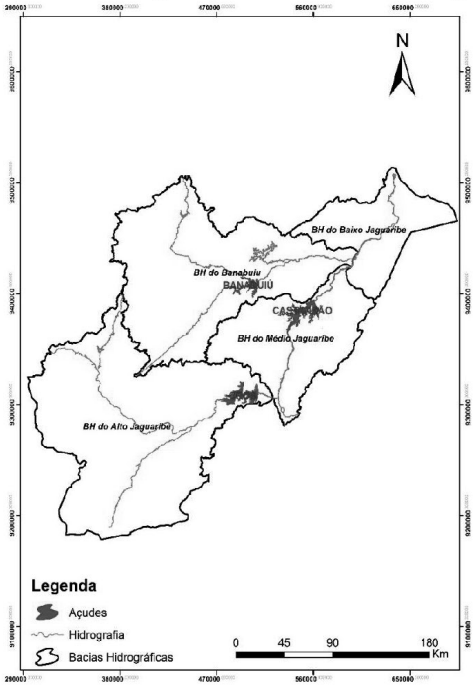
A Bacia Hidrográfica do Rio Jaguaribe ocupa uma área de 80.547 km², equivalente a 54,08% do território cearense, onde se localizam 81 dos 184 municípios cearenses. Com essa dimensão territorial a bacia necessitou ser subdividida em cinco sub-bacias: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado

Para efeitos da análise proposta, será considerado como área de estudo o Vale Perenizado do Rio Jaguaribe Figura 2. O Vale, aqui pensado juntamente com o Vale do Banabuiú, é formado por 19 municípios - Fortim, Aracati, Itaiçaba, Jaguaruana, Quixeré, Limoeiro do Norte, São João do Jaguaribe, Russas, Morada Nova, Banabuiú, Jaguaribe, Icó, Orós, Quixelô, Iguatu, Alto Santo, Jaguaretama, Tabuleiro do Norte e Jaguaribara – e é perenizado por três principais reservatórios: Orós, Castanhão e Banabuiú, os quais, juntos, representam uma capacidade de acumulação da ordem de 10 bilhões de m³ (Ver Tabela 2).

O foco do presente diagnóstico é o processo de alocação de águas nesses Vales. Logo, as bacias hidrográficas em sua totalidade serão contempladas na medida em que permitam uma maior compreensão dos Vales, mesmo porque não há como dissociá-los, interligados que estão enquanto sistema hídrico. Porém, a conectividade hídrica e os fatores relacionados às decisões do processo de alocação serão um dos fatores condicionantes, ou seja, os municípios diretamente vinculados ao Vale e à água. Dessa forma, a Região Metropolitana de Fortaleza será contemplada, como um elemento que impacta a alocação do Vale e permeia

alguns conflitos relativos à transferência hídrica para o abastecimento urbano e para o Complexo Industrial e Portuário do Pecém, inaugurado em 2002.

Figura 2: Vale do Jaguaribe – Reservatórios Estratégicos



Fonte: UFC, 2013

Tabela 2: Açudes que perenizam os Vales do Jaguaribe e Banabuiú

Açude	*Município*	*Conclusão (ano)*	*Capacidade (M³)*	*Rio Barrado*	*Área da Bacia Hidrográfica (Km²)*	*Trecho Perenizado (Km)*	*Vazão Regularizável (Q90)*
Orós	Orós	1961	1.940.000.000	Jaguaribe	25.696,430	109,24	15,77m³/s
Banabuiú	Banabuiú	1966	1.601.000.000	Banabuiú	13.500,000	135,90	11,61m³/s
Castanhão	Alto Santo	2003	6.700.000.000	Jaguaribe	44.800,000	150,34	30,21m³/s

Fonte: COGERH, 2013

Os 19 municípios localizados no vale do Jaguaribe somam 662.891 habitantes. Ampliando-se a margem de observação para as sub-bacias nas quais se localizam, o total de habitantes sobe para 1.483.311, ou 17,54% da população

do Estado (ver Anexo 1). A Tabela 3 apresenta alguns aspectos demográficos dos municípios situados no vale, os quais configuram o recorte espacial da análise em curso.

Tabela 3: População residente nos município que formam o Vale do Jaguaribe

Alto Jaguaribe	Icó	65.456	30.463	46,50%	34.993	53,50%	34,97
	Iguatu	96.495	74.627	77,30%	21.868	22,70%	94,87
	Orós	21.389	16.023	74,90%	5.366	25,10%	37,12
	Quixelô	15.000	4.929	32,90%	10.071	67,10%	25,72
Baixo Jaguaribe	Aracati	69.159	44.035	63,70%	25.124	36,30%	55,45
	Fortim	14.817	9.608	64,80%	5.209	35,20%	52,53
	Itaiçaba	7.316	4.279	58,50%	3.037	41,50%	34,86
	Jaguaruana	32.236	19.135	59,40%	13.101	40,60%	38,05
	Limoeiro do Norte	56.264	32.483	57,70%	23.781	42,30%	74,84
	Quixeré	19.412	11.930	61,50%	7.482	38,50%	31,78
	Russas	69.833	44.952	64,37	24.881	35,63	43,88
Médio Jaguaribe	Alto Santo	16.359	8041	49,20%	8318	50,80%	12,22
	Jaguaretama	17.863	8469	47,40%	9394	52,60%	10,15
	Jaguaribara	10.399	7212	69,40%	3187	30,60%	15,55
	Jaguaribe	34.409	23268	67,60%	11141	32,40%	18,33
	S. João do Jaguaribe	7.900	3169	40,10%	4731	59,90%	28,17
	Tabuleiro do Norte	29.204	18806	64,40%	10398	35,60%	33,89
Banabuiú	Banabuiú	17.315	8.753	50,60%	8.562	49,40%	16,03
	Morada Nova	62.065	35.401	57,00%	26.664	43,00%	22,33
TOTAL		662.891	405.583	61,18	257.308	38,82	-

Fonte: IBGE, Censo Demográfico 2010.

*Municípios localizados no Vale Perenizado.

Os dados da Tabela revelam que há um predomínio da população nas áreas urbanas dos municípios, correspondente a 61,18% do total da população dos 19 municípios. Essa não é, todavia, uma tendência da região do Vale do Jaguaribe, mas uma característica de todo o país. Percebe-se que o Alto Jaguaribe concentra a maior densidade demográfica, no município de Iguatu, e, em segundo lugar, o Baixo Jaguaribe, onde se destaca o município de Limoeiro do Norte, ambos polos universitários do Vale. Em Iguatu, situa-se a Faculdade de Educação, Ciências e Letras de Iguatu – FECLI, fundada em 1979. Já em Limoeiro do Norte, localiza-se a FAFIDAM – Faculdade de Filosofia Aureliano Matos, instituída em 1967.

Esses núcleos acadêmicos integram a Universidade Estadual do Ceará (UECE) e têm repercussão na dinâmica organizativa local, com sinergia entre o núcleo universitário e os debates pertinentes à região.

Em Iguatu também se concentra um dos mais elevados PIB (Produto Interno Bruto) do Vale, perdendo apenas para o município de Quixeré, o maior entre os PIB dos 19 municípios e mesmo do estado do Ceará. O crescimento econômico de Quixeré, localizado na Chapada do Apodi, relaciona-se ao agronegócio da fruticultura irrigada, com a presença da multinacional Bel Monte, e tem se destacado na última década pelo crescimento do setor de serviços, especialmente o comércio varejista e a construção civil. Do ponto de vista do PIB Quixeré ocupa a 10ª posição no ranking do estado. Contudo, do ponto de vista do Desenvolvimento Humana (IDH) sua posição cai para a 65ª, o que denota a necessidade de se observar os indicadores de desenvolvimento na sua complexidade, haja vista que historicamente o crescimento econômico não é sinônimo de desenvolvimento humano e social. Aliás, quanto ao IDH, Limoeiro do Norte apresenta a melhor posição entre os municípios do Vale e Quixelô a pior posição, comparativamente ao estado do Ceará (Tabela 4).

Nota-se, conforme Tabela 4, que o setor de serviços apresenta os maiores percentuais (64,19%), seguido da indústria (16,25%). As atividades relativas à agropecuária respondem por 9,67% do PIB do Vale (Tabela 4).

Tabela 4: PIB por setor dos Municípios localizados no Vale do Jaguaribe

Iguatu	10º	763.190	7.906,82	3,92	14,30	69,95	11,83
Icó	109º	287.337	4.389,96	8,33	10,54	76,15	4,98
Orós	40º	106.294	4.968,85	11,02	11,31	72,45	5,22
Quixelô	150º	66.708	4.447,17	15,28	10,09	71,28	3,36
Aracati	20º	560.866	8.108,85	11,90	23,31	57,35	7,43
Fortim	61º	78.142	5.261,69	20,84	12,29	63,53	3,33
Itaiçaba	19º	35.176	4.804,72	9,85	20,30	64,78	5,07
Jaguaruana	61º	238.068	7.382,47	13,29	21,95	44,21	20,56
Limoeiro do Norte	8º	402.179	7.145,92	13,08	20,30	59,69	6,93
Quixeré	65º	776.830	39.997,39	3,07	5,16	76,05	15,72
Russas	12º	555.646	7.950,07	9,44	21,37	56,99	12,19
Alto Santo	129ªº	77.095	4.712,45	23,06	13,19	58,44	5,31
Jaguaretama	91º	90.616	5.071,66	26,11	10,63	60,11	3,15
Jaguaribara	76º	58.002	5.574,48	15,24	15,15	65,01	4,60
Jaguaribe	70º	223.808	6.503,05	13,60	13,63	65,55	7,22

Municípios	*Ranking IDH Ceará**	*PIB Total (R$ mil)*	*PIB per capita (R$)*	*PIB Por Setor (%)*			
				Agropecuária	*Indústria*	*Serviços*	*Impostos*
São João do Jaguaribe	21º	41.946	5.308,22	20,98	12,22	62,69	4,11
Tabuleiro do Norte	29º	170.465	5.835,82	7,95	19,61	64,28	8,17
Banabuiú	109º	83.040	4.794,43	14,58	14,83	66,44	4,14
Morada Nova	98º	383.023	6.169,23	11,79	27,08	54,76	6,37

Fonte: Censo Demográfico - IBGE, 2010. * IPEA - Atlas do Desenvolvimento Humano, 2013 (dados de 2010)

2. INFRAESTRUTURA HÍDRICA DO VALE E SUA RELAÇÃO COM A REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA

Desde 1993, com a construção do Canal do Trabalhador, não há como pensar o Vale do Jaguaribe desarticulado da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), tendo em vista que a metrópole necessita da transferência hídrica que atualmente ocorre, tanto através do Canal do Trabalhador, como por meio do Eixo de Transposição, ou Eixão das Águas, o qual interliga as bacias do Rio Jaguaribe e Metropolitanas.

Conforme informações contidas no Atlas da SRH (www.srh.ce.gov.br/index.php/eixao), "o Eixão é um conjunto de obras composto por uma estação de bombeamento, canais, adutoras, sifões e túnel que realiza a transposição das águas do Açude Castanhão para a Região Metropolitana de Fortaleza, reforçando o abastecimento numa extensão de 255km". Sua vazão máxima é de 22m³/s, das quais 19m³/s são destinados à RMF, incluindo-se o Complexo Industrial e Portuário do Pecém.

A transferência hídrica para Fortaleza visa suprir um déficit de abastecimento da cidade, a qual conta com uma população de 2.551.805 habitantes (IBGE, Censo 2010). Seu abastecimento demanda uma permanente recarga dos reservatórios que lhe dão suporte. Parte da Região Metropolitana de Fortaleza, ou seja, a capital e mais quatro cidades de sua interlândia (Maranguape, Maracanaú, Eusébio e parte de Caucaia), demandam 9m³/s, exclusivamente para o abastecimento humano, o que representa a demanda da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). Essa vazão vem de duas fontes, o Canal do Trabalhador, de onde chegam, atualmente, 3m³/s, e do Eixão das Águas, que responde por uma vazão que tem oscilado entre 5m³/s e 8m³/s, ambos com a água originária no Vale do Jaguaribe. O Canal do Trabalhador estava desativado para o abastecimento de Fortaleza. Porém, dada a crise hídrica desde 2012, foi reativado em março de

2013 para o atendimento da cidade.

Entretanto, a transferência de água do Vale do Jaguaribe para a RMF tem outra finalidade, qual seja, o suprimento de água para as atividades industriais e portuárias localizadas no município do Pecém, distante a aproximadamente 50km da capital, Fortaleza, onde se localiza o Complexo Industrial e Portuário do Pecém. Atualmente, o Complexo Industrial e Portuário do Pecém é abastecido pelo Açude Sítios Novos, localizado no município de Caucaia, na Região Metropolitana de Fortaleza. Contudo, o Trecho final (Trecho 5) do Eixão tem como um de seus objetivos complementar o abastecimento do Complexo, pois, de acordo com informação dos técnicos da Gerência Metropolitana da COGERH, a vazão regularizada do Sítios Novos é de apenas 1,09 m^3/s e o Complexo demandará, em sua capacidade máxima instalada, $9m^3/s$, prevista para ser obtida até 2020.

A obra, conhecida como Eixão das Águas, começou a funcionar em 2004, um ano após a conclusão do Açude Castanhão, o maior reservatório do estado do Ceará, como mais de 6 bilhões de m^3 de água. O projeto do Eixão divide-se em cinco trechos, quatro dos quais já concluídos:

Trecho I: Açude Castanhão ao Açude Curral Velho;

Trecho II: Curral Velho à Serra do Félix;

Trecho III: Serra do Félix ao Açude Pacajus;

Trecho IV: Açude Pacajus ao Açude Gavião

Trecho V: (Açude Gavião ao Complexo Industrial e Portuário do Pecém).

Outra obra de grande impacto no estado é o chamado Cinturão das Águas, que visa proporcionar a infraestrutura necessária ao recebimento das águas do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, interligando as bacias do estado. Essa obra conta com recursos do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), do Governo Federal, com início em julho de 2013, com previsão de conclusão até 2015.

Quanto à demanda hídrica do vale percebe-se que essa se amplia ao longo do tempo, seja em decorrência da instalação de novas áreas irrigadas, seja pelo surgimento de novas demandas associadas à Região Metropolitana de Fortaleza, o que faz do Vale do Jaguaribe uma área estratégica para o estado e um foco permanente de tensões. Durante os seminários de alocação do vale é comum se perceber os conflitos envolvidos na transferência hídrica para a Região Metropolitana. Aliás, a partir dos anos 2000 houve um incremento na demanda de água. Não apenas o Complexo Industrial e Portuário do Pecém, mas outras intervenções ocorreram. Tal é o caso do Eixo de transposição Orós-Feiticeiro, inaugurado em outubro de 2011, no município de Jaguaribe, com extensão de 18,11km e vazão de $1,40m^3/s$, para atender aos moradores de Jaguaribe. De acordo com ata do Sub-Comitê de Bacia do Alto Jaguaribe, essa obra apresentou alguns problemas, como "comunidades ilhadas, inundações em determinados lugares e muito

desperdício de água"[16]. Esses aspectos revelam alguns elementos da complexidade associada à gestão da água no vale do Jaguaribe, enquanto reserva estratégica do estado.

Nos anos 2001 houve uma experiência inovadora na tentativa de se implantar uma espécie de "mercado de águas" no Ceará, com o Plano de Uso Racional da Água para Irrigação nos Vales do Jaguaribe e Banabuiú, conhecido como Águas do Vale, que envolveu COGERH, ANA e SEAGRI. O programa passou a vigorar com a promulgação da Resolução CONERH Nº 03, de 24 de julho de 2001, com prazo de vigência até janeiro de 2002 (AQUINO et al, 2013). A ideia de fundo era a substituição de produtos que demandavam elevado consumo hídrico, como o arroz, por produtos com menor índice de consumo de água, tal o caso da fruticultura, dada a condição de escassez hídrica provocada com a seca de 2001. Essa seca reduziu a disponibilidade hídrica dos dois reservatórios mais importantes do Vale do Jaguaribe à época, Orós (26% de seu volume) e Banabuiú (8%). Observou-se que 90% das áreas cadastradas pela COGERH caracterizavam-se pelo cultivo de culturas tradicionais, a saber, milho, feijão, arroz, forrageira e algodão e o déficit para a irrigação era da ordem de 114.012.600m³ (MAIA, 2005).

As ações desse programa tiveram como foco dois grandes perímetros irrigados, situados no Vale do Jaguaribe: Perímetro Irrigado de Morada Nova (PIMN) e Distrito Irrigado Jaguaribe-Apodi (DIJA). Os produtores de arroz seriam capacitados para a adoção de técnicas mais modernas e econômicas de irrigação e receberiam uma indenização pelo não cultivo de grãos, responsável, à época por 45% do consumo hídrico do Vale do Jaguaribe. Assim, a água seria destinada à fruticultura para exportação. O Programa envolveu 15 municípios do Vale do Jaguaribe: Orós, Icó, Jaguaribe, Jaguaribara, Jaguaretama, São João do Jaguaribe, Alto Santo, Tabuleiro do Norte, Limoeiro do Norte, Quixeré, Russas, Jaguaruana, Itaiçaba, Morada Nova e Banabuiú.

16 Ata da 9ª Reunião Extraordinária do Comitê da Sub-bacia Hidrográfica do Alto Jaguaribe, dia 04/11/2011

3. ANTECEDENTES HISTÓRICOS DA ALOCAÇÃO DE ÁGUA NO CEARÁ

Dentre os quatro mecanismos de alocação de água – administrativa (pública, burocrática), preço igual ao custo marginal, mercado de águas e baseada nos usuários (Dinar *et al*, 1997), o Ceará adotou dois mecanismos: alocação administrativa (pública), que ocorre na Região Metropolitana de Fortaleza, e alocação baseada no uso, inspirada no modelo europeu de gestão de bacias. A alocação no estado também se mostra sob duas temporalidades distintas: curto e longo prazos, ou Macro Alocação Negociada e Outorga de Uso, respectivamente. Tais estilos de alocação relacionam-se à forma de transferência hídrica, ou seja, temporária para os períodos de seca e permanente com o direito de uso, ou outorga.

Ainda que inspirado na realidade europeia, em especial na experiência francesa, o modelo local assumiu outras nuances. Atualmente as instituições formais básicas são a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, como instituição de gerenciamento, os Comitês de Bacia (CBHs) – constituídos por setores do poder público, da sociedade civil e dos usuários de água – e as comissões gestoras ou comissões de usuários. A COGERH, além de órgão de gestão, é secretaria executiva de todos os Comitês. Esse é o arranjo institucional básico, do qual fazem parte o Conselho de Recursos Hídricos do Ceará – CONERH, a Secretaria de Recursos Hídricos – SRH, a Superintendência de Obras Hidráulicas – SOHIDRA e demais instituições públicas relacionadas à questão hídrica e climática, tais como DNOCS, SEMACE, FUNCEME e ANA.

Os processos de implantação da macro alocação negociada e da outorga de uso iniciaram-se em 1994 e 1995, respectivamente. Contudo, são processos que ainda caminham praticamente separados. A relação existente entre ambas diz respeito ao fato de que as revisões de outorga levam em consideração as vazões operadas nos açudes, cuja definição ocorre conjuntamente com os comitês de bacia e as comissões gestoras de reservatórios.

A outorga de uso, como ato discricionário, obedece uma trajetória burocrática própria, na qual os interessados no direito de uso da água encaminham, formalmente, solicitações à Secretaria de Recursos Hídricos do Estado e/ou COGERH. Nessas instâncias, os pedidos são avaliados, seguindo inúmeros procedimentos operacionais. Sendo então aprovados, o usuário solicitante recebe da SRH a permissão para uso da água por um período máximo de quatro (04) anos, mesmo que na legislação conste como até 35 anos.

De acordo com informações obtidas em entrevista com técnico da COGERH, responsável pela questão de outorgas, essa definição veio a ser implementada nos últimos anos, durante o governo de Cid Ferreira Gomes, e funciona como uma regra em uso, não uma regra formal. Os solicitantes, muitas vezes, demandam o direito de uso para atenderem exigências de instituições financiadoras, como o Banco do Nordeste, o qual exige, dentre os documentos necessários

para pleitear financiamento, a outorga de direito de uso da água. Assim, muitos não se dão conta sobre o prazo de vigência desta, dado que são guiados menos por uma preocupação com o uso adequado e racional da água e mais em atender procedimentos burocráticos. Contudo, não se pode generalizar para o conjunto dos usuários esse tipo de conduta.

Nos açudes públicos federais a Agência Nacional de Água – ANA é a instituição responsável pela emissão de outorgas. Porém, no estado do Ceará as outorgas são emitidas pela Secretaria de Recursos Hídricos, a partir de Convênio firmado entre ANA e o Governo do Estado do Ceará, que delegou ao estado a competência para emitir outorgas com finalidade de consumo humano (Convênio 002/2004, de 02 de abril de 2004), com exceção da Piscicultura, que permanece sob controle da ANA quanto à emissão de outorgas.

Posteriormente, no ano de 2008, a ANA cria uma resolução para delegar competência e definir os critérios e procedimentos para a outorga preventiva e de direito de uso de recursos hídricos de domínio da União no Ceará, para captações de consumo humano (Resolução ANA, Nº 52, de 11 de março de 2008). De acordo com essa resolução, em seu Art. 12, "as vazões outorgadas estarão sujeitas a reavaliações anuais em função dos processos de alocação negociada de água, com a participação dos comitês de bacias hidrográficas ou comissões de usuários de sistemas hídricos". A exceção para essa regra são os reservatórios Castanhão e Atalho, localizados nos municípios de Alto Santo e Jati, respectivamente, os quais serão recebedores de aporte de águas advindas do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional.

Os trâmites para a emissão de outorga seguem um fluxograma interno à COGERH e SRH. Os usuários interessados em outorgar-se preenchem um formulário disponível na internet e iniciam uma trajetória burocrática específica, a qual não é discutida na macro alocação negociada. A obtenção da outorga requer que o usuário apresente informações sobre a localização e superfície do imóvel, o documento que ateste a propriedade da área, a destinação da água, a fonte de água a ser utilizada e a vazão máxima pretendida, o tipo de captação, equipamentos e obras complementares, além de documentação particular do usuário.

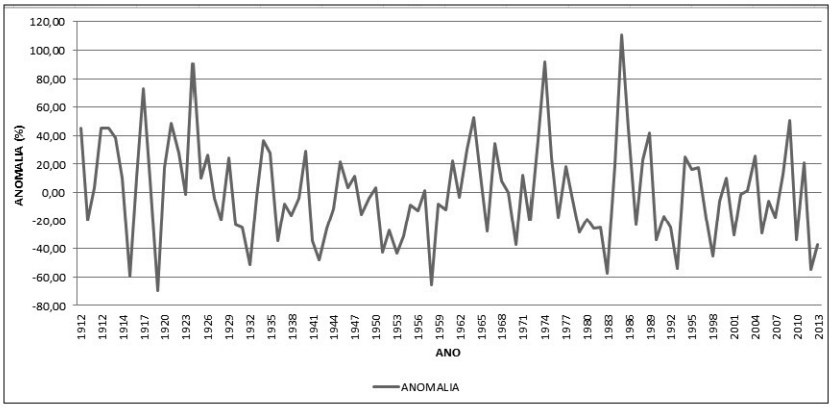
O pedido de outorga de direito de uso passa por três fases de avaliação: técnica, de empreendimento e jurídica. Os pedidos são reavaliados anualmente, devido às irregularidades climáticas características da região, que, dentre outros motivos, constantes no Decreto 23.067/94, podem ser fator de limitação ou suspensão da outorga. Isso denota a vulnerabilidade da outorga frente aos eventos climáticos extremos, como a seca.

Outorga e macro alocação são dinâmicas sociais intimamente interligadas com as características do sistema de recursos, a água. A Figura 3 ilustra a série histórica das precipitações pluviométricas no Ceará. Por meio dele se pode observar a alta variabilidade das chuvas que caracteriza o estado, onde se observa a ocor-

rência de anos extremamente secos e outros extremamente chuvosos. Contudo, é necessário perceber que o gráfico diz respeito a uma média estadual, que varia entre suas regiões.

Mais que um simples levantamento de anos em que as precipitações ficaram abaixo ou acima da média, há que se observar sua ocorrência irregular no espaço, ou seja, as chuvas atingem diferentemente as bacias hidrográficas e seus reservatórios. Além disso, há regimes pluviométricos favoráveis ao sistema de produção agrícola de sequeiro, mas insuficientes para a renovação do aporte de água dos reservatórios. Logo, influenciam de maneira distinta os grupos e segmentos sociais, cuja capacidade de adaptação e resiliência aos problemas e crises advindas da escassez ou abundância de água variam enormemente. São questões como essas que denotam a complexidade atinente à gestão dos recursos hídricos não apenas no estado, mas na região semiárida como um todo.

Figura 3: Séries Históricas das Precipitações Pluviométricas do Ceará (1912-2013)



Fonte: Dados: FUNCEME/DNOCS. Elaboração: DEHA - UFC, 2013

Esse processo se fez acompanhar da formulação de um arcabouço legal e institucional, no qual o Ceará se destaca por seu pioneirismo. A lei estadual Nº 11.996, de 1992, antecede a lei nacional de recursos hídricos (Lei 9.433/97) e estabelece princípios ao gerenciamento de recursos hídricos no estado. Essa posição pioneira remete não apenas ao surgimento de um novo grupo na cena política, originário de segmentos empresariais, que adota um viés modernizante à tradicional prática coronelística local, como às crises hídricas que marcaram as décadas de 1980 e 1990, especialmente os anos de 1983 e 1993, caracterizados por fortes secas (ANDRADE, op cit). Há que se destacar ainda o papel do Banco Mundial no estado, que garantiu o suporte financeiro e institucional necessário à implementação da política de gestão dos recursos hídricos. O desafio era dotar o estado de uma infraestrutura capaz de atrair investimentos para alavancar o

processo de industrialização, além de imprimir uma marca gerencial "moderna", de perfil prioritariamente técnico-científico.

Antes mesmo da criação da COGERH, destacam-se, dentre as primeiras ações desenvolvidas no tocante à política de gerenciamento de recursos hídricos no Ceará, a criação da Secretaria de Recursos Hídricos do Estado (SRH) e da Superintendência de Obras Hidráulica (SOHIDRA), ambas em 1987, com o intuito de conduzir a política estadual de recursos hídricos. Foi ainda incorporada a essa estrutura administrativa a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Nesse momento, a política nacional de recursos hídricos tinha como foco a irrigação, a partir da criação do Ministério da Irrigação. Assim, a SRH forjou-se com esse viés, para o qual contribui a formação de seu quadro técnico inicial, muito atrelado ao trabalho direcionado à irrigação (AMARAL FILHO, 2003).

Foram ainda contratadas consultorias para elaborar o Plano Estadual de Recursos Hídricos (1988-1991), contando com os especialistas na área de hidrologia do estado. Os recursos hídricos do estado adentram a agenda do planejamento, com a elaboração do Plano, o qual contou com a colaboração de profissionais do campo acadêmico e de empresas de consultoria, quais sejam, VBA Consultores – engenharia de sistemas hídricos Ltda., SIRAC – Serviços Integrados e Consultoria Ltda. e AGUASOLOS – Consultoria de Engenharia Ltda. O plano não apenas apresentou um caráter propositivo, mas desenvolveu um amplo e importante diagnóstico dos recursos hídricos do estado cearense, apontando para o desequilíbrio espacial da capacidade de armazenamento hídrico entre suas regiões.

Além do plano, essa consultoria deveria pensar o arcabouço legal, de acordo com os preceitos da Constituição Federal de 1988. O Plano foi elaborado em consonância com os conceitos mais modernos de gestão de recursos hídricos, os quais estavam em discussão nas esferas técnicas do país. Já nos anos 1990, o governo do estado assina acordo com o Banco Mundial para a execução do Programa de Desenvolvimento Urbano e Gerenciamento de Recursos Hídricos – PROURB. A aprovação do financiamento levou em conta o plano de recursos hídricos elaborado, o qual disponibilizava um elevado nível de informações técnicas sobre os recursos do estado. Além disso, o Banco Mundial apresentava, dentre suas exigências, a participação pública nas ações financiadas (ANDRADE, idem). Dessa forma, uma confluência de fatores faz da política de recursos hídricos no Ceará um fator estratégico das ações do estado.

3. COGERH E AS GERÊNCIAS REGIONAIS

As Gerências Regionais da COGERH nas bacias e/ou sub-bacias foram instaladas a partir de 1997, como uma forma de descentralizar o processo para cidades do interior. Contudo, essa descentralização deu-se bem antes, ainda sem

formato de gerências regionais. Essas foram instaladas paulatinamente, já que as atividades de planejamento inicialmente se concentravam em Fortaleza, na sede da COGERH. De Fortaleza, os técnicos seguiam para as cidades dos Vales a fim de realizar o trabalho.

Houve com a interiorização um ganho nas atividades e na ampliação da COGERH, em decorrência da maior proximidade com as bacias, seus problemas e seus atores. Ainda que as atividades de planejamento possam ter tido perdas com a dispersão da equipe, os técnicos passaram a ter um contato mais intenso e frequente com os usuários e demais atores. Tem-se assim um ganho de conhecimento sobre as peculiaridades e dinâmicas locais e o estabelecimento de relações de confiança e reciprocidade, fundamentais à construção da credibilidade do processo, ainda que isso possa acarretar o risco de um envolvimento nas tramas locais.

A concentração das atividades em Fortaleza teve um aspecto positivo, por permitir a elaboração integrada das atividades junto a técnicos com formações diferenciadas, com ganhos de implementação de um trabalho fruto de um esforço coletivo mais amplo. Contudo, a descentralização das atividades em núcleos regionais (Gerências Regionais) permitiu uma maior proximidade com as realidades locais, ao tempo em que não evitou relações personalistas entre os técnicos e os atores locais, um traço cultural que se prolonga nas relações institucionais.

As Gerências Regionais dividem-se em dois núcleos de trabalho, formados por profissionais de nível superior ou tecnólogos: o Núcleo Técnico (NT), formado por profissionais com formação em engenharia hidráulica, agronomia e geografia, e o Núcleo de Gestão (NG), composto por profissionais das áreas de ciências humanas e sociais, ainda que ocorram casos em que o NG tenha técnicos sem esse perfil profissional em seus quadros. Cada núcleo desenvolve uma gama de atividades específicas. O NT é responsável pelos aspectos operacionais do sistema de gestão, ou seja, o monitoramento qualitativo e quantitativo dos reservatórios, a elaboração de informações técnicas sobre os sistemas hídricos para as apresentações nos eventos ligados à alocação de água e o envio de informações solicitadas pelos técnicos da sede da COGERH. Já o NG concentra atividades de mobilização, apoio logístico aos eventos, registro das reuniões, organização dos Comitês e suas diretorias, bem como atividades vinculadas às questões de capacitação, quando das temáticas ligadas à questão ambiental.

Cada núcleo está sob a coordenação de uma gerência específica, localizada na sede da COGERH em Fortaleza. O Núcleo Técnico vincula-se, diretamente, à Diretoria de Operações, bem como todos os gerentes regionais. Contudo, o Núcleo de Gestão está vinculado à Gerência de Gestão dos Recursos Hídricos (GERHI), que por sua vez associa-se à Diretoria de Planejamento. Essa estrutura formal do organograma interno da COGERH revela não apenas posições formais, como destaca Ostrom, mas divisões internas de poder e de concepção acerca dos aspectos relativos à gestão de recursos hídricos, com divisão clara entre os

aspectos relacionados à participação social no processo e à condução da operação técnica dos reservatórios.

Além disso, a atuação das Gerências Regionais não se apresenta de forma homogênea, mas atende às características regionais, ao perfil da dinâmica social dos atores envolvidos e a qualificação e perfil metodológico-ideológico dos técnicos que as compõem. As bacias hidrográficas são realidades social e naturalmente heterogêneas. Assim, ainda que a COGERH estabeleça procedimentos metodológicos comuns a implementação disso sofre modificações de acordo com o perfil de cada realidade específica.

Diante disso, um esforço de coordenação metodológica e de unidade de ação se estabelece com a GERHI, no sentido de conferir uma unidade metodológica ao trabalho de gestão dos recursos hídricos no estado. Ainda que, como regra formal, a identificação da gerência não destaque o aspecto da participação social em sua sigla, os técnicos responsáveis por essa gerência pleiteiam uma mudança, de maneira a destacar os princípios adotados na condução das atividades de gestão, com destaque para a participação. Assim, a gerência se auto identifica como Gerência de Gestão Participativa de Recursos Hídricos, cujo trabalho e objetivos consistem em

> Gerenciar os processos direcionados para implementação dos mecanismos de participação social para o gerenciamento participativo dos recursos hídricos no Ceará. Planejar, orientar e apoiar as ações de capacitação, mobilização, articulação e organização de usuários de água, buscando a formação e funcionamento de Comitês de Bacias Hidrográficas e Comissões Gestoras de Sistemas Hídricos. Coordenar metodologicamente e promover a unidade de ação dos Núcleos de Gestão Participativa das Gerências de Bacias da COGERH (COGERH, GERHI).

Essas nuances entre as regras formais e regras em uso são importantes elementos de análise e apontam para divergências institucionais na condução e maneira de conceber os processos atinentes à alocação de água. Ou seja, não representam uma mera dissonância interna à COGERH, mas apontam para concepções, visões de mundo e formas de conduzir a política de gestão dos recursos hídricos por parte de seus técnicos, que não se dissociam das estruturas e disputas de poder e posição.

Outro aspecto ligado às Gerências Regionais diz respeito ao fato de alguns cargos de coordenação e gerência serem comissionados, ou seja, "cargos de confiança". Dessa forma, estão sujeitos às mudanças frequentes de técnicos, que também podem alterar o perfil da equipe e do trabalho desenvolvido. A formação e o perfil profissional dos técnicos têm implicações na concepção do trabalho e na forma de condução das atividades. A gestão não deve ser compreendida de forma

restrita, como ações de organização dos atores para a tomada de decisão, mas a integração dos aspectos de mobilização, planejamento, monitoramento, organização e operação, associados aos recursos naturais e aos atores que os utilizam.

Quadro 9: Gerências Regionais da COGERH

Bacia	***Município***	***Ano de Instalação***
Alto Jaguaribe	Iguatu	2002
Médio Jaguaribe	Limoeiro do Norte	1997
Baixo Jaguaribe		
Banabuiú	Quixeramobim	2002
Curu	Pentecoste	1997
Litoral		
Coreaú	Sobral	2001
Acaraú		
Sertão de Crateús	Crateús	2000
Serra da Ibiapaba		
Salgado	Crato	2000

Fonte: COGERH

3. O NOVO CONTEXTO DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ

Diante desse novo contexto na política de recursos hídricos, o estado foi dividido em 11 regiões hidrográficas: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Salgado, Banabuiú, Curu, Acaraú, Coreaú, Litoral, Metropolitanas e Parnaíba. Essa divisão das regiões hidrográficas do Ceará sofreu mudança no ano 2011, passando a adotar a configuração de 12 e não mais 11 bacias, tendo em vista a divisão da Bacia do Parnaíba em Sertões de Crateús e Serra da Ibiapaba.

De acordo com o documento elaborado pela COGERH, em 2011[17], a Bacia do Parnaíba localiza-se na fronteira entre Ceará e Piauí e sofreu ao longo do tempo mudanças na sua nomenclatura e divisão territorial. Se no Plano Estadual de Recursos Hídricos, de 1992, aparecia como Bacia do Parnaíba, em 2004, o Projeto de Gestão Compartilhada das Bacias Hidrográficas dos Rios Poti e Longá, que resultou no Marco Regulatório de 2006, o termo que a define passa a ser Poti-Longá. Porém, dada a sua elevada heterogeneidade não apenas física, mas social, cultural e nas formas de apropriação dos recursos naturais, propôs-se sua divisão em duas. A bacia apresenta uma área mais seca, onde se destaca a pecuária,

17 COGERH. Justificativa para a necessidade de divisão da Bacia do Parnaíba (Poti-Longá) em duas, resultando na criação da Bacia da Serra da Ibiapaba e da Bacia dos Sertões de Crateús. Agosto, 2011.

e outra mais úmida, na qual predomina a fruticultura. Esses argumentos foram aceitos e se deu a divisão do estado em bacias hidrográficas .

Esse é o contexto de elaboração da segunda lei de recursos hídricos do país, a Lei 11.996/92, a qual dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH. A lei estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gestão, cujos princípios definem a descentralização, a integração e a participação como eixos norteadores.

O Quadro 2 condensa os principais marcos institucionais e legais da gestão de recursos hídricos no estado. Foram destacados os gestores públicos e diretores das instituições de gestão de recursos hídricos no estado com vistas a se pensar possíveis relações e mudanças na condução da política estadual de recursos hídricos.

Quadro 2: Síntese dos Marcos Legal e Institucional da Gestão de Recursos Hídricos - CEARÁ

1987	**José Sarney:** Presidente (1985-1990) **Tasso Jereissati** – Governador (1987-1991) **José Liberato Barroso** – Secretário de Recursos Hídricos (1987-1991) **Vicente Cavalcante Fialho** – Ministro da Irrigação (1986-1989)	Novo campo político ascende ao poder, com uma abordagem técnico-científica na condução das questões políticas, especialmente da política de recursos hídricos do estado.
	Criação da SRH – Lei estadual nº 11.306	Criada para avaliar a infraestrutura existente, planejar e executar a política estadual de recursos hídricos. A princípio demonstra um perfil vinculado à irrigação
	Criação da SOHIDRA	
1988	Constituição Federal	Dominialidade pública da água
	Início da elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos – PLANERH	O plano foi elaborado entre 1988 – 1991
1989	Promulgada a Constituição do Estado do Ceará	
	Açude Orós sangrou	
1990	**Fernando Collor**: Presidente (1990-1992)	
1991	**Ciro Gomes** – Governador (1991-1994) **Hypérides Pereira de Macedo:** Secretário de Recursos Hídricos (1991-1992)	

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
1992	**Itamar Franco:** Presidente (1992-1995) **José Moreira de Andrade** – Secretário de Recursos Hídricos (1992-1994)	
	Lei estadual Nº 11.996	Instituiu a política estadual de recursos hídricos e o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH
	Conferência Eco 92	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, e que veio a influir em muitas das políticas públicas que viriam a ser elaboradas no país.
1993	Criação da COGERH – Lei estadual 12.217/93	
	Crise hídrica	Reservatórios estratégicos com volumes abaixo de 30% (Vales do Jaguaribe e Curu)
	Construção do Canal do Trabalhador	Transferência hídrica de parte das águas do Orós e Banabuiú para Fortaleza. Construído em regime de urgência (90 dias), o Canal representou uma solução emergencial para o problema de abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza, gerando conflitos entre usuários de água no Vale do Jaguaribe.

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
1994	**Fco. Adalberto de O. Barros L.:** Governador (set/out) **Chico Aguiar**: Governador (1994-1995) **Luiz Alexandre Albuquerque F. de Paula Pessoa** – Secretário de Recursos Hídricos (jan/out) **Fco. Xavier Andrade Girão**: Secretário de Recursos Hídricos (out/dez) **Luiz Carlos Pontes**: Presidente COGERH (1993 – 1995)	
	Concurso público COGERH (início das ações: Jul/94)	
	1º Seminário dos Usuários das Águas dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú (180 participantes, 63 instituições)	Início do processo de gestão negociada da água; Formada Comissão Permanente dos Usuários de Água dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú, com 26 membros; Definida metodologia de ação da COGERH; Mapeamento e Diagnóstico Institucional dos 19 municípios do Vale Jaguaribe/Banabuiú
	1º seminário institucional da bacia do Curu	Número de participantes abaixo do esperado – 31 instituições
	Início da implantação da outorga – Decreto 23.067	
	PROURB – Financiado pelo Banco Mundial Decreto 23.047/94 – FUNORH	Financiamento de infraestrutura urbana e hídrica; demanda por participação pública na gestão da água. O contrato foi assinado em 1995

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
1995	**FHC:** Presidente (1995-2003) **Tasso Jereissati**: Governador (1995-2002) **Hypérides Pereira de Macedo**: Secretário de Recursos Hídricos (1995-2002) **Francisco Lopes Viana:** Presidente COGERH (1995 – 2002)	
	1ª Seminário dos Usuários de Água do Vale do Curu	85 instituições, 154 representantes
	Criada Comissão dos Usuários de Água do Vale do Curu	
	Reunião das Entidades de Usuários das Águas do Jaguaribe e Banabuiú	
	COMISA (Comissão de Integração Social dos Açudes) – ASSUSA (Associação dos Usuários de Açude – formalizada) CARPA (Comitê de Apoio ao Reassentamento e a Preservação Ambiental do Açude) ISCA (Instituições Sócio-comunitárias da Agrovila – formalizadas)	Entidades de descentralização e promoção social, criadas pela SRH para trabalhar com as comunidades do entorno de reservatórios isolados. As ASSUSAs foram constituídas entre 1995 e 1998
	Início da alocação dos açudes isolados, sob a perspectiva metodológica implementada pelos técnicos da COGERH junto aos usuários de água.	COGERH forma as primeiras comissões de usuários nos açudes isolados. A nomenclatura varia: comissão de usuários, conselhos gestores de sistemas hídricos, comissão de operação, comissão de acompanhamento da operação, grupo gestor de açude, comissão gestora de açudes federais.
1996	1º Seminário dos Usuários de Água da Bacia do Curu	
	Encontros municipais nos vales do Jaguaribe e Banabuiú	Base para a renovação da comissão de usuários de águas dos vales do Jaguaribe e Banabuiú (103 membros); Elaborado relatório compatibilizado das demandas municipais.
	Implantação da Cobrança – Decreto nº 24.264	Setores de saneamento e indústria

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
1997	Lei federal 9.433	Política Nacional de Recursos Hídricos
	CBH Curu	Formação do 1º comitê de bacia do estado e 2º do país, com 60 membros.
	Instalação das primeiras Gerências Regionais (GR) da COGERH	GR de Limoeiro (1ª) GR Curu (2ª)
	Projeto de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Estado do Ceará – PROGERIRH Piloto (1997 – 2002)	Financiado pelo BM, teve o objetivo de dar suporte técnico e institucional à interligação de bacias do estado.
	I Seminário das Águas da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú (nov, Quixeramobim)	
1998	Estudos sobre cobrança pelo uso da água na Bacia do Curu	
1999	Instalação CBH Médio Jaguaribe	
	Instalação CBH Baixo Jaguaribe	
	Muda estatuto do CBH Curu	50 membros
2000	1ª renovação CBH Curu	Metodologia adotada: encontros municipais
	Criação da ANA – Lei federal 9.984	
	Crise hídrica	Reservatórios estratégicos com volume abaixo de 30%: Banabuiú, General Sampaio, Caxitoré, Pentecoste.
2001	Programa Águas do Vale	Experiência piloto de realocação de água de culturais com mais demanda hídrica para outras com menor demanda hídrica, cuja área escolhida para implantação foi Perímetro Irrigado de Morada Nova (PIMN) e Distrito Irrigado Jaguaribe-Apodi (DIJA). Resolução CONERH Nº 03, 24 de julho de 2001. Instituições envolvidas: COGERH, ANA, SEAGRI
	Decreto nº 26.462	Regulamenta a formação, atuação, composição e atribuições dos CBHs; amplia as atribuições estabelecidas na lei 11.996; estabelece as atribuições da Secretaria Executiva dos CBHs

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
2002	**Beni Veras:** Governador (2002-2003) **José Yarley de Brito Gonçalves**: Presidente COGERH: (2002 - 2003)	
	2ª renovação CBH Curu	Metodologia: encontros regionais
	Instalação CBH Banabuiú	
	Instalação CBH Alto Jaguaribe	
	Instalação CBH Salgado	
2003	**Lula:** Presidente (2003-2011) **Lúcio Alcântara:** Governador (2003-2007)) **Edinardo Ximenes Rodrigues**: Secretário de Recursos Hídricos (2003-2006) **Maria Izelda Rocha Almeida:** Presidente COGERH (2003 – 2007)	
	Cobrança para outros usos – Decreto nº 27.271	Irrigação, piscicultura, carcinicultura, água mineral e outros.
	Comissões Gestoras – DNOCS	Foram criadas 19 comissões gestoras entre 2003-2007
	Criação da Gerência de Gestão Participativa da COGERH	
	Resolução nº 01/03 do CONERH	Regulamenta a eleição de membros dos CBHs e de suas diretorias executivas
	Início da operação do Castanhão (Construção: 1999–2002)	Altera a dinâmica do sistema hídrico do vale do Jaguaribe
2004	Situação hídrica favorável	
	Inaugurado trecho I do Eixão	Liga os Açudes Castanhão (Alto Santo) e Curral Velho (Morada Nova). Convênio ANA
2005	Situação hídrica favorável	
2006	Situação hídrica favorável	

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
2007	**Cid Gomes** – Governador (2007-atual) **Cesar Augusto Pinheiro**: Secretário de Recursos Hídricos (2007-2013) **Francisco José Coelho Teixeira:** Presidente COGERH (2007 – 2012)	
	Resolução CONERH Nº 002	Regulamenta as Comissões Gestoras
	Definição de faixas de vazões pelos Comitês	Os CBHs passam a definir os parâmetros de vazão para a alocação dos açudes isolados
	Reunião Técnica de Avaliação Metodológica da Alocação de Água dos Vales do Jaguaribe Banabuiú	Avaliação do processo de alocação nos vales, com sugestões de mudanças metodológicas e de arranjos institucionais.
	Iniciam-se reuniões prévias com o DNOCS para discutir os cenários de simulação	Inovação no processo de alocação
2008	Decreto Estadual Nº 29.373, de 08 de agosto de 2008.	Regulamenta a Lei 11.996/92 no tocante à cobrança pelo uso de recursos superficiais e subterrâneos e dá outras providências
2009	Cheias	Dos 131 açudes monitorados em todo estado, 117 sangraram.
	Reunião técnica de avaliação metodológica da alocação de água dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú	Avaliação do processo de alocação nos vales, com sugestões de mudanças metodológicas e de arranjos institucionais
2010	Lei Estadual 14.844	Revoga a lei 11.996/92
2011	**Dilma**: Presidente Início do "treinamento" dos técnicos da COGERH – **Acquanet**	O treinamento ocorreu entre 2011-2012
2012	**Francisco Rennys Aguiar Frota:** Presidente COGERH (2012 – atual)	Convênio COGERH, UFC, FCPC
	Decreto Estadual nº 31.076/2012	Regulamentação da lei 14.844/2010 sobre outorga
	Chuvas abaixo da média	Formação do Comitê Integrado de Combate à Seca;
	Formado o Fórum Cearense de Comitês de Bacia Hidrográficas	

ANO	*MARCOS GOVERNAMENTAL, LEGAL E INSTITUCIONAL*	*CARACTERÍSTICAS RELEVANTES*
2013	Crise hídrica	Reservatórios estratégicos com volumes abaixo; Início da utilização de adutoras de montagem rápida
	Congresso da Rede Internacional dos Organismos de Bacia - RIOB	Ocorrido em Fortaleza, discutiu experiências de gestão de vários países.

Fonte: elaboração própria

Observa-se, no Quadro 2, a elaboração de um arcabouço legal e institucional para a gestão dos recursos hídricos no estado. Mais que isso, a sistematização dos marcos possibilita perceber que as ações e o planejamento da política de recursos hídricos, em especial a alocação de água, apresentam alta sensibilidade às mudanças na disponibilidade hídrica. Nos anos de escassez hídrica intensificam-se as ações de forma a se buscar atender às demandas existentes e os conflitos associados aos diversos usos; o mesmo não ocorre nos anos em que há elevada disponibilidade hídrica, como a década de 2000, quando diminuem não apenas os conflitos, mas a intensidade das ações do estado. Exemplo disso foi a inserção do Açude Castanhão no sistema de gestão, com mais de 6 bilhões de m³ de água, na medida em que promoveu uma ideia de elevada oferta de água. Com a construção do Castanhão e sua operação, a partir de 2003, cria-se a imagem de que se teria uma reserva significativa de água e que o sistema de gestão estaria resguardado de possíveis colapsos.

Isso também se deve ao próprio processo de consolidação de um arcabouço normativo ao longo dos anos, que define algumas das regras de uso, já que existem outras formas de regulação dos comportamentos e ações coletivas que não estão escritas na forma da lei. Com a abundância de recurso ou sua escassez pode ocorrer, segundo Ostrom, um recuo das formas de auto-organização, dado que os atores não consideram necessário discutir algo que não lhes afeta direta e imediatamente (OSTROM, 2009).

Vale salientar que os instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos definidos pela lei estadual de 1992 eram a *outorga de direito de uso*, a *cobrança pela utilização dos recursos hídricos, rateio dos custos das obras de recursos hídricos, plano estadual de recursos hídricos e fundo estadual de recursos hídricos*. Entretanto, tais instrumentos não ocorriam de forma integrada no processo, ou seja, a alocação de água, por exemplo, ocorria em paralelo com a outorga e a cobrança e não de forma integrada. Não havia, a princípio, um formato definido e definitivo sobre como se processariam a outorga e a alocação. Havia divergências internas entre um grupo que defendia um processo eminentemente formal e burocrático e outro que considerava relevante o debate público. A outorga corresponde a uma forma de alocação a longo prazo e apresenta um caráter discricionário, isto é, uma deci-

são do Secretário de Recursos Hídricos. Essa característica também contribui para dificultar a integração entre as duas formas de alocação, negociada (participativa) e outorga.

Contudo, para que a outorga funcione de fato como uma modalidade de alocação de longo prazo, haveria a necessidade de se ter todos os usuários de água outorgados. Como essa realidade ainda não se concretizou, a outorga tem se constituído apenas como uma formalização do processo de alocação, dado o pequeno número de outorgados nos vales.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERS, Rebeca Neaera; NECK, Margaret E. Representando a Diversidade: Estado, sociedade e "relações fecundas" nos conselhos gestores. Dossiê. In *Caderno CRH*, v. 21, nº 52, p. 99-112, Salvador, 2008.

ABREU, Capistrano. Caminhos Antigos e Povoamento do Brasil. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2004.

AMARAL FILHO, Jair do. Reformas Estruturais e Economia Política dos Recursos Hídricos no Ceará. In www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/artigos/ART_E.pdf, 2003.

ANDRADE, I. A. L. Os condicionantes políticos e sociais para a dinamização dos espaços de participação na gestão pública: o caso da política de águas no governo do Ceará. In *Políticas e Sociedade*, Fortaleza, v. 1, p. 61 - 70, 2005.

AQUINO, Sandra Helena S.; SILVA, Samíria M. O; SOUZA FILHO, F. de Assis. Programa Águas do Vale e a cobrança pelo uso água bruta para o setor de irrigação no Ceará. Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves, 2013.

CYSNE, Andréa Pereira. *Modelo de Governança Adaptativa para os Recursos Hídricos Utilizando Cenários Climáticos*. Tese de Doutoramento em Recursos Hídricos. Fortaleza, UFC, 2012.

FREITAS, M. A; LOPES, A. V. A Alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras. In *Rega*, n.1, jan/jun, 2007.

GIRÃO, Raimundo. Os Municípios Cearenses e seus Distritos. Fortaleza: SUDEC, 1983.

IPECE. *A Questão dos Limites Municipais do Estado do Ceará*. V. 1. Fortaleza, 2012.

JACOBI, P. R; GRNJA, S. I. B.. Construção de consensos gradativos e aprendizagem social como estratégias institucionais de aprendizado em Bacias Hidrográficas. Anais do III Encontro da ANPPAS, maio, Brasília, 2006.

JUCÁ NETO, Clóvis Ramiro. No Rumo do Boi. As vilas do Ceará colonial

ligadas à pecuária. Disponível em www.arquitetura.ufc.br/novo/wp-content/uploads/2010/11/No_Rumo_do_Boi.pdf.

KEMPER, Karin E. *O Custo da Água Gratuita*. Alocação e uso dos recursos hídricos no Vale do Curu, Ceará, Nordeste brasileiro. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 1997.

MAIA, Alexandre Aguiar. Alocação Negociada na Gestão de Recursos Hídricos. Estudo de Caso: a experiência do Projeto Águas do Vale, nos Rios Jaguaribe e Banabuiú. 123 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Departamento de Economia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

MARTINS, Rodrigo Constante. Sociologia da Governança Francesa das Águas. In *Revista Brasileira de Ciências Sociais*. V. 23, nº 67, p. 83-190, 2008

OLIVEIRA, Francisco. *Elegia para uma Re(li)gião*. Sudene, Nordeste, Planejamento e Conflito de Classes. 3ª edição. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1981.

OLIVEIRA, *Marcilio Caetano de. Estratégia de Alocação de Água em Ano Seco: Estudo de Caso Do Vale do Curu*. Projeto de Qualificação. Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos. Fortaleza: UFC, 2012.

RAMALHO, Cristiano. Páginas da Resistência: os escritos de Elinor Ostrom. In *Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. Nº 21, agosto, 2009.

REBOUÇAS, A. C. Água na Região Nordeste: desperdício e escassez. In Estudos Avançados. Nº 11, V. 29, 1997.

SABOURIN, E. Manejo dos Recursos Comuns e Reciprocidade: os aportes de Elinor Ostrom ao Debate. In *Sustentabilidade em Debate*. Centro de Desenvolvimento Sustentável da UnB, v 1, n 2, 2010.

SILVA, Ubirajara P. A. da; COSTA, A. M. da; LIMA, Gianni P. B; LIMA, Berthyer P. A Experiência da Alocação Negociada de Água nos Vales do Jaguaribe e Banabuiú. *Anais do VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Gravatá, PE, 2006.

SILVA, Ubirajara Patrício Alvares da. *Análise da Importância da Gestão Participativa dos Recursos Hídricos no Ceará: Um Estudo de Caso*. Dissertação de Mestrado. PRODEMA, UFC, Fortaleza, 2004.

SILVA, Ubirajara Patrício Alvarez; OLIVEIRA, João Lúcio Farias de; BEZERRA, Hugo Estenio Rodrigues. *A Experiência de Gerenciamento Participativo na Bacia Hidrográfica Do Jaguaribe* - Ceará – Brasil. COGERH, 1996.

SOUZA FILHO, Francisco de Assis de. A Política Nacional de Recursos Hídricos: desafios para sua implantação no semiárido brasileiro. In INSA. *Recursos Hídricos em Áreas Áridas e Semiáridas*. Campina Grande,PB: INSA, 2011.

SOUZA FILHO, Francisco de Assis de. Águas do futuro e o futuro das águas. In

A Questão da Água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012.

DOCUMENTOS E RELATÓRIOS TÉCNICOS CONSULTADOS:

AQUINO, Sandra Helena Silva de. *Relatório Síntese sobre Alocação Negociada de Água no Estado do Ceará.* UFC, 2012.

BOUTY, Maria Mires Marinho; SILVA, Ubirajara Patrício Álvares da. *Relatório da Reunião Técnica de Avaliação Metodológica da Alocação de Água dos Vales do Jaguaribe Banabuiú*. Fortaleza, 2009.

CEARÁ, Assembleia Legislativa. *Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas*. Fortaleza: INESP, 2009

COGEHR. Relatórios dos Seminários de Alocação do Vale do Jaguaribe – 1994/2012

COGERH, SRH. *Planejamento Estratégico dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará – 2004/2005.* Fortaleza, 2006

COGERH. *Gestão Participativa e Alocação Negociada de Água*. Fortaleza, 288p, 2010.

COGERH. *Justificativa para a necessidade de divisão da Bacia do Parnaíba (Poti--Longá) em duas, resultando na criação da Bacia da Serra da Ibiapaba e da Bacia dos Sertões de Crateús*. Org. Ubirajara Patrício. Fortaleza, 2001

COGERH. *Planejamento Estratégico dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará – 2004/2005***.** Fortaleza, 2006.

Projeto Marca D'água - Relatórios Preliminares. A Bacia do Rio Jaguaribe, Ceará, 2001.

ANEXO

Quadro 1 - Municípios que formam as Sub-Bacias do Jaguaribe

BACIA	*MUNI-CÍPIOS*	*POPULAÇÃO - 2010*				
		TOTAL	*URBANA*	*%*	*RURAL*	*%*
ALTO JAGUA-RIBE	1. Acopiara	51.160	25.228	49,3%	25.932	50,7%
	2. Aiuaba	16.203	3.951	24,4%	12.252	75,6%
	3. Altaneira	6.856	4.957	72,3%	1.899	27,7%
	4. Antonina do Norte	6.984	4.999	71,6%	1.985	28,4%
	5. Araripe	20.685	12.733	61,6%	7.952	38,4%
	6. Arneiroz	7.650	3.879	50,7%	3.771	49,3%
	7. Assaré	22.445	11.952	53,3%	10.493	46,7%
	8. Campos Sales	26.506	19.081	71,99	7.425	28,01
	9. Cariús	18.567	8.310	44,8%	10.257	55,2%
	10. Catarina	18.745	8.728	46,6%	10.017	53,4%
	11. Farias Brito	19.007	8.871	46,7%	10.136	53,3%
	12. Icó*	65.456	30.463	46,5%	34.993	53,5%
	13. Iguatu*	96.495	74.627	77,3%	21.868	22,7%
	14. Jucás	23.807	14.150	59,4%	9.657	40,6%
	15. Nova Olinda	14.256	9.696	68,0%	4.560	32,0%
	16. Orós*	21.389	16.023	74,9%	5.366	25,1%
	17. Parambu	31.309	14.106	45,1%	17.203	54,9%
	18. Potengi	10.276	5.714	55,6%	4.562	44,4%
	19. Quixelô*	15.000	4.929	32,9%	10.071	67,1%
	20. Saboeiro	15.752	8.455	53,7%	7.297	46,3%
	21. Salitre	15.453	6.263	40,5%	9.190	59,5%
	22. Santana do Cariri	17.170	8.822	51,4%	8.348	48,6%
	23. Tarrafas	8.910	2.624	29,5%	6.286	70,5%
	24. Tauá	55.716	32.259	57,90	23.457	42,10
	TOTAL	**531.578**	**306.684**	**57,69**	**224.894**	**42,31**
BAIXO JAGUA-RIBE	1. Aracati*	69.159	44.035	63,7%	25.124	36,3%
	2. Fortim*	14.817	9.608	64,8%	5.209	35,2%
	3. Icapuí	18.392	5.787	31,5%	12.605	68,5%
	4. Itaiçaba*	7.316	4.279	58,5%	3.037	41,5%
	5. Jaguaruana*	32.236	19.135	59,4%	13.101	40,6%
	6. Limoeiro do Norte*	56.264	32.483	57,7%	23.781	42,3%

	7. Palhano	8.866	4.515	50,9%	4.351	49,1%
	8. Quixeré*	19.412	11.930	61,5%	7.482	38,5%
	9. Russas*	69.833	44.952	64,37	24.881	35,63
	TOTAL	**296.295**	**176.724**	**59,65**	**119.571**	**40,34**
MÉDIO JAGUARIBE	1. Alto Santo*	16.359	8041	49,2%	8318	50,8%
	2. Dep. Irapuan Pinheiro	9.095	4133	45,4%	4962	54,6%
	3. Ererê	6.840	3458	50,6%	3382	49,4%
	4. Iracema	13.722	9819	71,6%	3903	28,4%
	5. Jaguaretama*	17.863	8469	47,4%	9394	52,6%
	6. Jaguaribara*	10.399	7212	69,4%	3187	30,6%
	7. Jaguaribe*	34.409	23268	67,6%	11141	32,4%
	8. Milhã	13.086	5969	45,6%	7117	54,4%
	9. Pereiro	15.757	5433	34,5%	10324	65,5%
	10. Potiretama	6.126	2703	44,1%	3423	55,9%
	11. S. J. do Jaguaribe*	7.900	3169	40,1%	4731	59,9%
	12. Solonópole	17.665	9106	51,5%	8559	48,5%
	13. Tabuleiro do Norte*	29.204	18806	64,4%	10398	35,6%
	TOTAL	**198.425**	**109.586**	**55,23**	**88.839**	**44,77**
BANABUIÚ	1. Banabuiú*	17.315	8.753	50,6%	8.562	49,4%
	2. Boa Viagem	52.498	26.604	50,7%	25.894	49,3%
	3. Ibicuitinga	11.335	5.742	50,7%	5.593	49,3%
	4. Itatira	18.894	9.372	49,60	9.522	50,40
	5. Madalena	18.088	8.915	49,3%	9.173	50,7%
	6. Mombaça	42.690	18.816	44,1%	23.874	55,9%
	7. Monsenhor Tabosa	16.705	9.362	56,0%	7.343	44,0%
	8. Morada Nova*	62.065	35.401	57,0%	26.664	43,0%
	9. Pedra Branca	41.890	24.510	58,5%	17.380	41,5%
	10. Piquet Carneiro	15.467	7.440	48,1%	8.027	51,9%
	11. Quixadá	80.604	57.485	71,3%	23.119	28,7%
	12. Quixeramobim	71.887	43.424	60,4%	28.463	39,6%
	13. Senador Pompeu	26.469	15.706	50,6%	10.763	40,7%
	TOTAL	**475.907**	**271.530**	**57,0%**	**204.907**	**43,0%**
TOTAL GERAL		**1.502.205**				

ANÁLISE DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ A PARTIR DA EVOLUÇÃO DA APLICAÇÃO DOS RECURSOS ORÇAMENTÁRIOS NO PERÍODO DE 1995 A 2017

Karine Machado Compos Fontenele
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

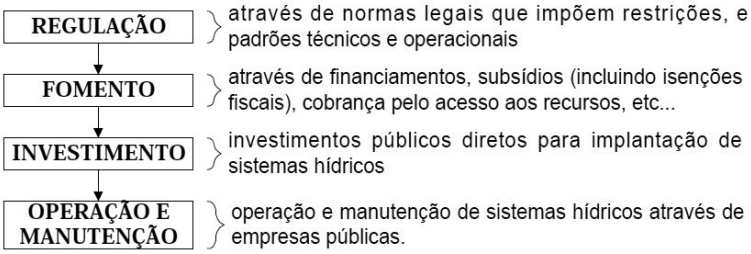
A água, elemento essencial para a existência humana e imprescindível para o desenvolvimento econômico, foi por muito tempo compreendida como um bem inesgotável e sem reconhecimento efetivo na formulação e condução das políticas públicas.

Inicialmente, a água era gerida pelos seus próprios usuários e sua exploração era exaustiva. No início da civilização, devido à existência de uma relativa abundância deste recurso, todos podiam explorá-lo, realizando os investimentos necessários às próprias custas, bem como a operação e a manutenção.

Conforme Lanna (1999), a necessidade da intervenção pública foi consequência do escasseamento da água gerando duas demandas; a primeira foi em relação aos contenciosos entre os usuários privados ou comunidades e a segunda quanto ao aumento dos custos de investimento devido a ampliação dos sistemas de suprimento, das dimensões e complexidade operacional, e também dos custos de operação e de manutenção.

Diante desse contexto e considerando o imperativo da intervenção do setor público na gestão atual das águas**,** o Banco Mundial, estabelece como proposta uma escala de ação pública, conforme apresentada na figura 1 (in. Lanna, 1999, p.43).

Figura 1 – Gradualidade da intervenção estatal na gestão das Águas



Fonte: Lanna, 1999, p.43

Especialmente em regiões semiáridas, como é o caso do Estado do Ceará, estas intervenções se tornam mais essenciais, em virtude das características cli-

máticas, marcada por uma má distribuição espacial e temporal das chuvas, pelas altas taxas de evapotranspiração e pela formação geológica, onde predominam solo cristalino, responsável pela baixa capacidade de armazenamento de águas subterrâneas.

Diante do contexto apresentado, das características da região semiárida e da constatação de que a intervenção do setor público na política de recursos hídricos é obrigatória, torna-se cada vez mais importante analisar a condução dessa política ao longo dos anos, visando obter a efetividade das ações governamentais.

A avaliação pode subsidiar: o planejamento e formulação das intervenções governamentais, o acompanhamento de sua implementação, suas reformulações e ajustes, assim como as decisões sobre a manutenção ou interrupção das ações. É um instrumento importante para a melhoria da eficiência do gasto público, da qualidade da gestão e do controle sobre a efetividade da ação do Estado, bem como para a divulgação de resultados de governo. (CUNHA, 2006, p.1)

O empenho governamental numa política pública pode ser atestado pela dimensão dos programas e projetos que um Governo implementa, pela mobilização de recursos financeiros de diversas fontes de financiamento, pelo alcance de metas estabelecidas nos Planos e desenvolvimento de fatores institucionais.

Sob esta ótica, esse estudo pretende analisar a evolução da política de Recursos Hídricos do Estado do Ceará a partir da execução orçamentária do Estado no período de 1995 a 2017 diante dos principais atores políticos, da participação de agentes financiadores e do Governo Federal e da infraestrutura implantada.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. PLANEJAMENTO GOVERNAMENTAL

O planejamento governamental é uma atividade dinâmica que busca orientar a tomada de decisões, respeitando os limites legais e administrativos, relacionando os recursos existentes com os objetivos desejados.

Constitui-se na verdade na indicação dos caminhos do desenvolvimento econômico, bem como na transparência da aplicação dos recursos públicos.

"O planejamento governamental pode ser compreendido como ação que antecede e condiciona a ação do Estado de modo a viabilizar as escolhas políticas." (IPEA, 2011).

Segundo Silva *et. al.,* (2012), é importante ressaltar que o planejado deve ser exequível, deve ter continuidade. O planejamento não é apenas a elaboração de um documento denominado plano ou programa. Essa é apenas uma parte do processo, deve ser um hábito ininterrupto nas organizações que buscam competências distintivas na era da Gestão do Conhecimento e Gestão Estratégica.

A Constituição Federal de 1988 estabelece em seu artigo 165 os seguintes

instrumentos de planejamento orçamentário: a Lei do Plano Plurianual (PPA), a Lei de Diretrizes Orçamentárias (LDO) e a Lei de Orçamento Anual (LOA).

Os mesmos instrumentos são previstos na Constituição do Estado do Ceará no art. 203.

Deve existir uma articulação entre o PPA, LDO e LOA à medida que as ações de governo devem estar condicionadas à demonstração de sua compatibilidade com os instrumentos de planejamento conforme figura 2.1.

Figura 2 – Instrumentos de Planejamento

Fonte: Elaboração própria

2.2. FONTE DE RECURSOS

Para concretizar toda execução do PPA e da LOA, utiliza-se da estratégia de identificar fontes de recursos que vão financiar as ações governamentais de um determinado período.

As fontes de recursos são originárias do Tesouro ou de outras fontes.

A classificação por fonte de recursos busca a melhor identificação da origem do recurso segundo seu fato gerador. Representa um mecanismo integrador entre a receita e a despesa, exercendo um duplo papel na execução orçamentária. Para a receita orçamentária, o código tem a finalidade de destinar recursos e serve também para indicar como são financiadas as despesas orçamentárias. (CEARÁ SEPLAG, 2013)

A despesa é dividida em duas categorias econômicas, conforme CEARÁ SEPLAG, (2013):

Despesas correntes: despesas que não contribuem, diretamente, para a formação ou aquisição de um bem de capital.

Despesas de capital: despesas que contribuem, diretamente, para a formação ou aquisição de um bem de capital.

2.3. POLÍTICA DOS RECURSOS HÍDRICOS

A Política de Recursos Hídricos começou a ser foco das discussões no mundo devido aos problemas de poluição que vinham crescendo de forma intensiva e à escassez desse recurso em face ao crescimento insustentável da população.

Ao longo dos anos, a política foi evoluindo, tendo sido introduzidos nas discussões novos conceitos como gestão participativa e integrada, valor econômico da água, criados órgãos específicos para o setor e novas legislações.

O planejamento, segundo Souza Filho (2001), é uma atividade da administração de água e tem como foco a definição da Programação das Ações de Recursos Hídricos. O autor considera que a programação destas ações no Ceará está bem caracterizada em quatro fases, a saber:

Quadro 1 – Fases da Programação das Ações de Recursos Hídricos no Ceará

Voluntarista	União	Construção de açudes com capacidade acima de um milhão de metros cúbicos, dando-se início à construção do açude Cedro, em Quixadá - CE, considerada a primeira grande obra pública, concluída em 1906.
DNOCS	União	Implementação de infraestrutura de recursos hídricos e a sua utilização com aproveitamento agrícola. Criação da Inspetoria de Obras Contra as Secas (IOCS), em 1909, posterior DNOCS; Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), em 1959.
DNOCS/ SUDENE	União	
Estado (atual).	Governo Estadual	Transição entre a complementação da infraestrutura hídrica e o planejamento. Marco inicial - criação da SRH/ CE, em 1993

Destacam-se abaixo os principais fatos para a efetivação da Política de Recursos Hídricos do Ceará.

1979 – Seminário realizado pela Assessoria de Recursos Hídricos do Governo do Estado, no qual surge a ideia da criação de um Conselho Estadual de Recursos Hídricos e da elaboração de um Plano Estadual de Recursos Hídricos;

1982 – Criação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CONERH;

1983 – Instituição do Conselho de Recursos Hídricos do Ceará–CRH/CE (Lei no 10.840);

1983 – Realização do Plano Diretor de Recursos Hídricos (Plano Zero de Recursos Hídricos);

1987 – Criação da Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (SRH/CE) e da Superintendência de Obras Hidráulicas (SOHIDRA) e reestruturação da Fundação Cearense de Meteorologia e Chuvas Artificiais – FUNCEME;

1989-1992 – Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos (PLANERH);

1992 - Lei N° 11.996 de 24 de julho de 1992;

1993 – Criação da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) e instituição do Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH;

1994 – Assinatura de um contrato de financiamento com o Banco Mundial para implementação do Projeto de Desenvolvimento Urbano e Gestão de Recursos Hídricos (PROURB-RH);

2010 – Lei 14.844 de 24 de dezembro de 2010, que reformula a lei N° 11.996 de 24 de julho de 1992.

2.4. GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A gestão dos recursos hídricos é composta por ações direcionadas para controle e proteção desses recursos, a partir da ampliação da infraestrutura hídrica e da implantação dos instrumentos de gestão, tendo como base uma política integrada e participativa.

Grigg (1996) define gestão de recursos hídricos como sendo a aplicação de medidas estruturais e não estruturais para controlar os sistemas hídricos, naturais e artificiais, em benefício humano e atendendo a objetivos ambientais. As ações estruturais são aquelas referentes à construção de estruturas para controle dos recursos hídricos. As ações não estruturais dizem respeito a atividades que não requerem a construção de estruturas.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Ceará - PLANERH também trabalha com essa definição de gestão de recursos hídricos, onde divide as suas ações em dois grandes grupos de atividades que são: “Ações Não Estruturais” e “Ações Estruturais”.

Este trabalho se limitará a analisar as ações estruturais referentes à implantação das barragens, adutoras e eixos de integração entre os anos de 1995 à 2017.

A legislação vigente, lei nº 14.844 de 28 de dezembro de 2010, dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o sistema integrado de gestão de recursos hídricos – SIGRH, também estabelece a necessidade de com-

patibilização do planejamento e da gestão dos recursos hídricos com os objetivos estratégicos e com o Plano Plurianual – PPA.

2.5. PRINCIPAIS PROGRAMAS DO GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ - RECURSOS HÍDRICOS

Com o objetivo de ampliar a infraestrutura hídrica existente à época, fortalecer a gestão dos Recursos Hídricos e executar as ações previstas no Planerh, o Governo do Estado formulou programas e buscou captar recursos junto a agentes financiadores. A partir dessa iniciativa, vários programas foram implementados ao longo do tempo na busca de amenizar os problemas de escassez de água no Estado. Destacam-se como principais programas desenvolvidos no período de 1995 – 2017:

Quadro 2 – Principais Programas desenvolvidos no Ceará – 1995 - 2017

PROURB-RH - Programa de Desenvolvimento Urbano e Gestão dos Recursos Hídricos	BIRD 06/11/1994 – 31/12/2003 US$240.000.000,00 Estruturação do sistema estadual dos recursos hídricos e ampliação da infraestrutura hídrica do Estado
PROGERIRH Programa de Gerenciamento e Integração dos Recursos Hídricos	BIRD 10/02/2000 – 30/06/2006 (prorrogado até dezembro de 2008) US$ 247,27 milhões (US$ 136 milhões do BIRD (55%) e US$ 111,27(45%) do Estado do Ceará) Ampliação da infraestrutura hídrica do Estado, implantação de eixos de integração de bacias hidrográficas, elaboração de estudos e Projeto piloto PRODHAM – Programa de Desenvolvimento Hidroambiental das Bacias Hidrográficas;
PROGERIRH Adicional - Programa de Gerenciamento e Integração dos Recursos Hídricos	BIRD 22/09//2009 - 2011 US$ 207,26 milhões (US$ 103 milhões do BIRD (49,7%) e U$ 104,26 (50,3%) do Estado do Ceará) Ampliação da infraestrutura hídrica através da construção de barragens e adutoras.
PROÁGUA - Programa de Desenvolvimento Sustentável de Recursos Hídricos para o Semiarido Brasileiro	Governo Federal e BIRD Garantir a oferta de água em regiões castigadas pela seca, principalmente as do semiárido.

PROÁGUA Nacional - Programa Nacional de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos:	Governo Federal e BIRD Fortalecimento institucional de todos os atores envolvidos com a gestão dos recursos hídricos no Brasil e na implantação de infraestruturas hídricas

Apesar da evolução da política estadual dos recursos hídricos, dar continuidade a sua efetiva implementação continua sendo um grande desafio. O panorama dos recursos hídricos e o acompanhamento desse quadro em cada ano é, sem dúvida, a maneira mais eficiente de monitorar a situação dos recursos hídricos, do ponto de vista da quantidade e da qualidade, e de avaliar a evolução da gestão desses recursos.

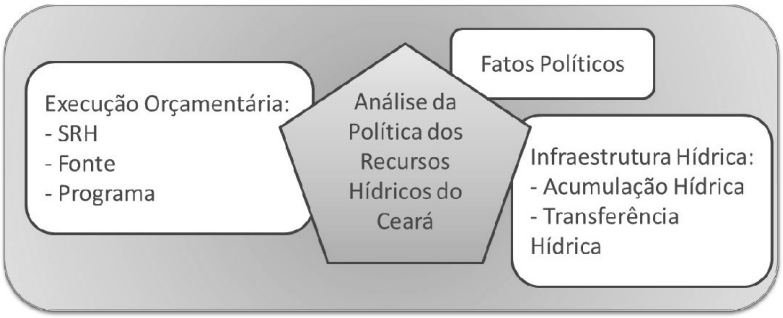
3. METDODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido a partir da análise da política dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará, tomando como base os dados das execuções orçamentárias (despesas correntes e de capital) da Secretaria dos Recursos Hídricos e suas vinculadas, no período de 1995 a 2017, considerando as informações anuais e os subperíodos correspondentes aos mandatos governamentais. Foi feita uma análise desses dados observando a sua evolução, as principais fontes de financiamento e programas. Também foi realizado o levantamento anual de todas as obras de infraestrutura hídrica concluídas, comparando-os com as execuções orçamentárias.

É importante destacar que, para simplificar, foi utilizada por todo o trabalho a sigla SRH representando a execução orçamentária da Secretaria dos Recursos Hídricos e suas vinculadas, especialmente Sohidra e Funceme. Cogerh, por ser uma empresa de economia mista, não tem sua execução orçamentária demonstrada na Lei Orçamentária Anual.

O desenvolvimento do trabalho está demonstrado na figura abaixo, de forma a delimitar o tema.

Figura 3 – Delimitação do tema



Fonte: Elaboração própria

Para a consecução dos resultados foram levantados os seguintes dados:

- Dados orçamentários a partir do Sistema de Informações Orçamentárias e Financeira – SIOF, desenvolvido pela SEPLAG - CE, disponibilizado na base de dados entre os anos 1995 e 2000 e pelo site www.seplag.ce.gov.br;

- Execução Orçamentária 2000 a 2017 atualizada para valores de dezembro 2017 pelo IPCA;

-Identificação de subperíodos correspondentes aos mandatos governamentais;

- Levantamento das informações referentes às conclusões das obras de infraestrutura hídrica, barragens, adutoras e eixos de integração, no Atlas da SRH;

Baseados nesse conjunto de informações foram realizadas as seguintes análises:

- Comparativo da evolução da execução do orçamento da SRH com a do Estado;

- Evolução do orçamento da SRH por fonte e principais programas;

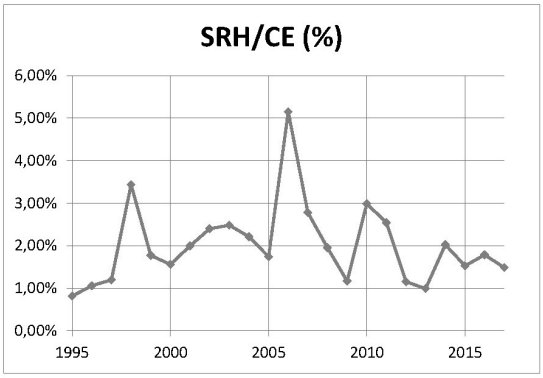
- Cruzamento do orçamento da SRH com os mandatos governamentais e com as obras de infraestrutura hídrica,

4. RESULTADOS

4.1. EVOLUÇÃO DO ORÇAMENTO DO ESTADO E DA SRH

Os valores atualizados da execução orçamentária anual do Estado e da SRH foram comparados entre si, obtendo o percentual da execução do orçamento da SRH em relação ao do Estado e as suas respectivas variações anuais, conforme demonstrado no gráfico abaixo.

Gráfico 1 – Execução Orçamentária SRH x Estado



Fonte: Elaboração própria

4.2. EXECUÇÃO ORÇAMENTÁRIA POR FONTE DE FINANCIAMENTO - SRH

Foram levantadas informações sobre a execução orçamentária da SRH anualmente por fontes de recursos, destacando as fontes que apresentaram maiores valores executados, sendo elas: Tesouro Estadual, incluindo o Fundo Estadual de Combate à Pobreza – FECOP; Banco Mundial (BIRD); Governo Federal e BNDES. As demais estão representadas no grupo Outras, composta pelas seguintes fontes: Recursos Próprios (70) e Caixa Econômica Federal (46), conforme tabela a seguir.

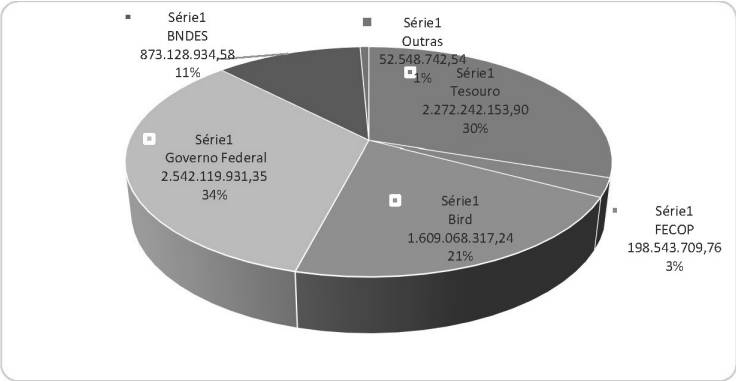
Tabela 1 – Histórico da Execução Orçamentária por fonte – SRH (1995 – 2017)

HISTÓRICO VALOR EMPENHADO POR FONTE DE RECURSOS (R$)							
Ano	Tesouro(00-01)	FECOP(10)	Bird(48-58-40-69)	Governo Federal	BNDES(45 -43 53 - 45)	Outras (46 - 70-89)	Histórico - Valor Empenhado (R$)
1995	45.378.788,87	0	4.591.975,61	15.000.182,22	-	1.233.939,25	66.204.885,75
1996	54.820.561,44	0	18.605.560,19	7.236.338,09	-	16.680.454,51	97.342.914,23
1997	51.951.042,88	0	34.210.956,31	17.649.724,52	14.546.848,31	701.310,99	119.059.883,01
1998	192.961.222,62	0	131.139.860,00	23.426.620,30	47.656.780,68	583.928,96	395.768.412,56
1999	118.610.852,52	0	81.816.212,46	26.218.963,06	19.398.768,90	19.002.133,73	265.046.930,67
2000	119.801.434,10	0	39.095.436,77	18.414.177,41	6.886.411,52	976.231,12	185.175.690,92
2001	156.571.772,88	0	62.712.154,30	37.879.041,12	2.105.390,92	697.826,09	259.966.185,31
2002	132.016.310,27	0	168.897.928,49	18.329.502,09	4.636.066,07	682.815,65	324.562.622,56
2003	60.622.756,54	0	146.672.416,23	42.019.378,22	68.494.694,09	183.530,63	317.992.775,70
2004	75.131.196,40	1.305.863,85	146.682.048,19	28.012.494,92	25.852.109,81	202.099,11	277.185.812,28
2005	68.341.807,41	11.754.637,85	69.967.214,76	45.455.007,44	30.326.607,61	313.676,29	226.158.951,35
2006	246.926.015,14	15.482.110,81	312.343.010,51	78.271.477,78	180.419.452,47	4.698.810,30	838.140.877,01
2007	54.325.198,11	1.288.869,31	36.406.004,77	228.750.271,05	68.485.635,52	726.240,22	389.982.218,98
2008	117.532.834,35	2.342.885,86	22.822.241,31	148.494.019,04	14.614.458,63	562.345,34	306.368.784,53
2009	98.363.024,31	2.982.650,89	15.172.995,80	86.524.285,72	8.443.628,05	502.592,47	211.989.177,24
2010	126.164.339,00	9.393.857,04	91.411.796,56	314.595.446,29	92.477.160,00	483.016,91	634.525.615,81
2011	95.049.510,27	9.802.579,46	121.963.706,84	288.109.713,39	7.774.204,63	326.460,25	523.026.174,83
2012	153.043.610,32	1.872.555,74	24.333.201,13	60.131.196,66	-	269.393,25	239.649.957,11
2013	98.429.950,65	2.040.031,40	6.066.694,61	87.108.746,98	32.157.930,05	186.274,87	225.989.628,55
2014	77.703.312,04	3.057.873,39	19.067.446,90	283.491.296,82	138.650.575,80	11.748,79	521.982.252,73
2015	37.151.047,09	43.964.643,25	5.135.957,70	166.659.468,04	98.045.532,55	685.560,63	351.642.209,27
2016	35.139.054,01	62.232.321,68	22.702.504,11	286.919.096,01	9.138.786,57	402.761,86	416.534.524,26
2017	56.206.512,87	31.022.829,23	27.250.983,70	233.423.485,19	3.017.892,43	2.433.591,31	353.355.304,73
Total	2.272.242.153,90	198.543.709,76	1.609.068.317,24	2.542.119.931,35	873.128.934,58	52.548.742,54	7.547.651.789,37

Fonte: Elaboração própria

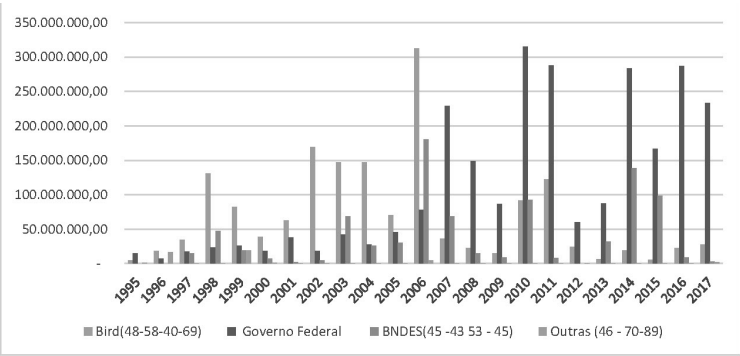
A partir dos gráficos abaixo, pode-se identificar os principais financiadores da política de recursos hídricos entre 1995 à 2017, bem como seu desempenho anual.

Gráfico 2 - Execução Orçamentária por fonte - SRH (1995 – 2017)



Fonte: Elaboração Própria

Gráfico 3 - Histórico da Execução Orçamentária por Fonte - SRH

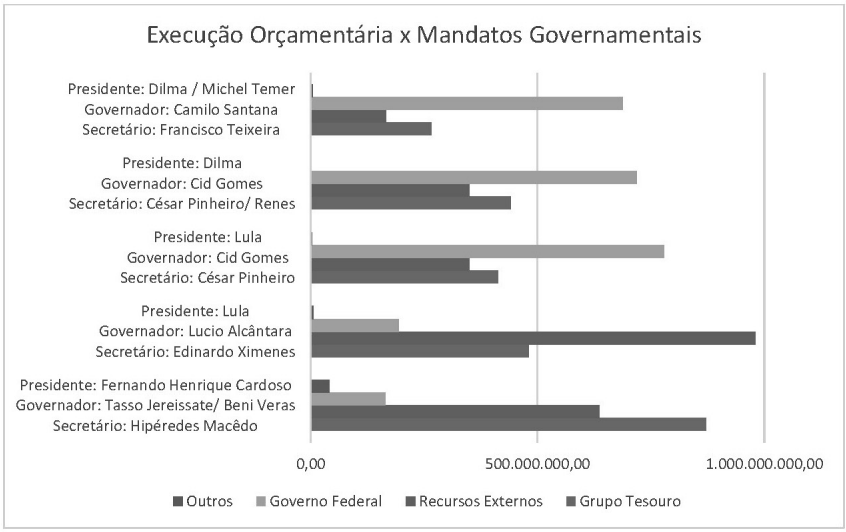


Fonte: Elaboração Própria

4.3. EXECUÇÕES ORÇAMENTÁRIAS POR MANDATOS GOVERNAMENTAIS

Os dados levantados referentes a execução orçamentária da SRH e vinculadas foram confrontados com os mandatos Governamentais. O gráfico abaixo apresenta as execuções orçamentárias da SRH por fonte e por mandatos governamentais, totalizando cinco subperíodos, sendo o último, apenas de três anos, representando a atual fase iniciada em 2015. Observa-se que o último subperíodo corresponde apenas aos três anos da gestão atual.

Gráfico 4 - Execução Orçamentária x Mandatos Governamentais



Fonte: Elaboração Própria

4.4. INFRAESTRUTURA HÍDRICA

- ***4.4.1 Transferência Hídrica***

As informações sobre a ampliação da capacidade de transferência hídrica no Estado no período em análise foram obtidas no Atlas da SRH, contendo dados relativos à extensão, vazão de adutoras e canais e seus respectivos anos de conclusão, conforme consolidado na Tabela 2. Em seguida, a tabela 3 mostra o resultado da execução orçamentária por programa, com objetivo de analisar a participação dos principais programas na ampliação da capacidade de transferência hídrica do Estado.

Destaca-se o Eixão das Águas – Trechos I à V, extensão 256 km, como uma das principais obras implantadas no período. É importante observar que para este trabalho a sua vazão só foi computada uma única vez, já que os cinco trechos concluídos no período em análise compõem um único eixo e tem a mesma fonte hídrica, o Açude Castanhão. Considerou-se apenas a vazão de projeto de 22.000 l/s referente ao trecho I. Para os demais trechos a vazão só foi informada, mas não foi incluída na soma total das vazões. Quanto à extensão, esta foi considerada em todos os aspectos.

Tabela 2 – Consolidação - Obras de Transferência Hídrica concluídas no período de 1995 - 2017

ADUTORAS E CANAIS																					
Ano	PROURB			PROGERIRH			PROÁGUA			OUTROS			SOMATÓRIO		
	Quant.	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Quant.	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Quant.	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Quant.	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Quant.	Extensão (Km)	Vazão (l/s)
1995										4	166,67	617,00	4	166,67	617,00
1996										2	12,50	14,00	2	12,50	14,00
1997	1	38,20	44,00							5	11,35	18,00	6	49,55	62,00
1998	9	156,73	228,36							16	87,66	84,00	25	244,39	312,36
1999	7	75,42	346,00				1	19,60	52,00	14	34,43	39,00	22	129,45	437,00
2000	3	45,80	188,00				1	8,80	173,00	11	61,39	69,00	15	115,99	430,00
2001	4	37,30	2.079,00							6	69,20	211,00	10	106,50	2.290,00
2002							5	98,88	475,59	3	140,82	130,00	8	239,70	605,59
2003													0	-	-
2004				1	53,60	22.000,00					-		1	53,60	22.000,00
2005										3	24,36	110,00	3	24,36	110,00
2006							3	23,50	275,52	2	45,20	14,00	5	68,70	289,52
2007							4	106,10	130,50				4	106,10	130,50
2008				1	46,19	19.000,00				4	65,41	1.819,15	5	111,60	1.819,15
2009				1	66,30	19.000,00							1	66,30	-
2010													0	-	-
2011							1	28,51	12,43	3	55,58	206,52	4	84,09	218,95
2012				4	78,35	97,40				3	73,20	19.055,45	7	151,55	152,85
2013				1	30,58	124,32				1	57,60	9.000,00	2	88,18	124,32
2014				1	35,59	30,37							1	35,59	30,37
2015				1	10,87	16,80							1	10,87	16,80
2016													0	-	-
2017													0	-	-
Total	**24**	**353,45**	**2.885,36**	**10**	**321,48**	**22.268,89**	**15**	**285,39**	**1.119,04**	**77**	**905,37**	**3.387,12**	**126**	**1.865,69**	**29.660,41**

Fonte: Elaboração própria

Obs.: Considerou-se apenas a vazão de projeto de 22.000 l/s referente ao trecho I(2004). Para os demais trechos a vazão foi informada e destacada em vermelho (2008, 2009, 2012 e 2013), mas não foi incluída na soma total das vazões. Quanto à extensão, esta foi considerada em todos os aspectos

Tabela 3 – Obras de Transferência Hídrica por Programa

Programa	Quant. Adut/Canal	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Pop. Benef.
PROURB	24	353,45	2.885,36	343.467,00
PROGERIRH	10	321,48	22.268,89	151.385,00
PROÁGUA	15	285,39	1.119,04	504.848,00
OUTROS	77	905,37	3.387,12	690.326,00
Total	**126**	**1.865,69**	**29.660,41**	**1.690.026**

Fonte: Elaboração própria

As obras executadas através do Programa de Aceleração do Crescimento – PAC estão contempladas no Grupo de Programa "Outros", não tendo sido destacado como programa específico para obras de transferência hídrica.

- ***4.4.2. Acumulação Hídrica***

A capacidade de acumulação hídrica é representada pela capacidade de armazenamento de água nas barragens. Os dados foram obtidos através de consulta ao Atlas da SRH, contendo informações sobre o nome da barragem, volume, ano e programa. A tabela 4, contém informações detalhadas vazão e número de obras concluídas por ano e em seguida, a tabela 5 expõe o resultado por programa, considerando todo o período.

Tabela 4 – Consolidação - Obras de Acumulação Hídrica concluídas no período de 2005 -2017

BARRAGENS																	
Ano	PROURB		PROGERIRH		PROÁGUA		avança brasil		PAC		OUTROS		SOMATÓRIO	
	Quant	Cap(m³)	Quant	Vol(m³)	Quant	Vol(m³)	Quant	Vol(m³)	Quant	Vol(m³)	Quant	Vol(m³)	Quant	Vol(m³)
1995											3	53.320.000,00	3	53.320.000
1996	1	20.500.000,00									3	422.540.000,00	4	443.040.000
1997	1	63.900.000,00									2	18.070.000,00	3	81.970.000
1998	3	98.990.000,00									5	59.360.000,00	8	158.350.000
1999	6	443.100.000,00									2	75.116.800,00	8	518.216.800
2000	3	101.533.406,00									1	74.000.000,00	4	175.533.406
2001	2	124.700.000,00									1	832.000,00	3	125.532.000
2002			4	249.298.000,00									4	249.298.000
2003							1	6.700.000.000,00					1	6.700.000.000
2004			1	24.408.688,00									1	24.408.688
2005					1	197.060.000,00							1	197.060.000
2006							1	8.800.000,00					1	8.800.000
2007											1	10.320.337,00	1	10.320.337
2008			1	8.200.000,00									1	8.200.000
2009													0	-
2010													0	-
2011			1	35.040.000,00	2	88.771.000,00							3	123.811.000
2012			4	122.722.000,00					2	283.350.000,00			6	406.072.000
2013									1	519.600.000,00			1	519.600.000
2014											1	17.130.700,00	1	17.130.700
2015													0	-
2016													0	-
2017									1	2.014.427,00			1	2.014.427
Total	**16**	**852.723.406,00**	**11**	**439.668.688,00**	**3**	**285.831.000,00**	**2**	**6.708.800.000,00**	**4**	**804.964.427,00**	**19**	**730.689.837,00**	**55**	**9.822.677.358,00**

Fonte: Elaboração própria

Tabela 5 - Resumo Acumulação Hídrica por Programa doEstado Ceará e Governo Federal (1995 à 2017)

Programa	Quant.	Vol(m³)
PROURB	16	852.723.406
PROGERIRH	11	439.668.688,00
PROÁGUA	3	285.831.000,00
AVANÇA BRASIL / PAC	6	7.513.764.427
OUTROS	19	730.689.837
Total	**55**	**9.822.677.358,00**

Fonte: Elaboração própria

Excluindo da tabela acima os açudes construídos pelo DNOCS ou DNOCS/SRH, têm-se o conjunto de açudes construídos pelo Estado (SRH e Sohidra), conforme valores demonstrados na tabela abaixo.

Tabela 6 - Resumo Acumulação Hídrica por Programa do Estado Ceará (1995 à 2017)

Programa	Quant.	Vol(m³)
PROURB	16	852.723.406
PROGERIRH	11	439.668.688
PROÁGUA	3	285.831.000
PAC	1	2.014.427
OUTROS	14	247.619.837
Total	**45**	**1.827.857.358,00**

Fonte: Elaboração própria

4.5. INFRAESTRUTURA HÍDRICA X ORÇAMENTO SRH

Buscou-se também fazer uma relação da execução orçamentária anual da SRH com as informações referentes à conclusão das obras. É importante destacar que os valores orçamentários correspondem não apenas as despesas de capital, mas também as despesas correntes, as quais representam uma pequena parcela do valor empenhado e que, apesar de não financiarem diretamente os investimentos, são essenciais, por representam o custeio das atividades administrativas necessárias para a implantação das obras.

A tabela 7 mostra as informações consolidadas por ano para cada tipo de obras de infraestrutura hídrica, barragens, adutoras e eixos, relacionando-os com as execuções orçamentárias anuais.

Tabela 7 – Relação de Barragens, Adutoras e Eixos de Integração x Orçamento SRH

Ano	ADUTORAS E EIXOS			BARRAGENS		Execução Orçamentária
	Quant	Extensão (K	Vazão (l/s)	Quant	Vol(m³)	
1995	4	166,67	617,00	2	10.320.000	66.204.885,75
1996	2	12,50	14,00	2	23.220.000	97.342.914,23
1997	6	49,55	62,00	2	64.970.000	119.059.883,01
1998	25	244,39	312,36	7	155.100.000	395.768.412,56
1999	22	129,45	437,00	8	518.216.800	265.046.930,67
2000	15	115,99	430,00	4	175.533.406	185.175.690,92
2001	10	106,50	2.290,00	3	125.532.000	259.966.185,31
2002	8	239,70	605,59	4	249.298.000	324.562.622,56
2003	0	-	-	0	-	317.992.775,70
2004	1	53,60	22.000,00	1	24.408.688	277.185.812,28
2005	3	24,36	110,00	1	197.060.000	226.158.951,35
2006	5	68,70	289,52	0	-	838.140.877,01
2007	4	106,10	130,50	1	10.320.337	389.982.218,98
2008	5	111,60	1.819,15	1	8.200.000	306.368.784,53
2009	1	66,30	-	0	-	211.989.177,24
2010	0	-	-	0	-	634.525.615,81
2011	4	84,09	218,95	3	123.811.000	523.026.174,83
2012	7	151,55	152,85	4	122.722.000	239.649.957,11
2013	2	88,18	124,32	0	-	225.989.628,55
2014	1	35,59	30,37	1	17.130.700	521.982.252,73
2015	1	10,87	16,80	0	-	351.642.209,27
2016	0	-	-	0	-	416.534.524,26
2017	0	-	-	1	2.014.427	353.355.304,73
Total	**126**	**1.866**	**29.660**	**45**	**1.827.857.358**	**7.547.651.789**

Fonte: Elaboração própria

Salienta-se que embutido no valor empenhado entre os anos de 2012 e 2017 está o investimento de cerca de R$ 1 bilhão destinado a construção do Cinturão das Águas do Ceará, cuja contribuição hídrica ainda não pode ser considerada pelo fato da obra não estar concluída.

4.6. MANDATOS GOVERNAMENTAIS X INFRAESTRUTURA HÍDRICA X ORÇAMENTO SRH

Para a análise da política dos Recursos Hídricos, é importante discorrer sobre os principais atores políticos da época, dentre eles Governadores e Secretários da SRH, comparando-os com as ações implementadas nos períodos e os recursos aplicados, conforme detalhado na tabela abaixo.

Tabela 8 - Mandatos Governamentais x Infraestrutura Hídrica x Execução Orçamentária

Governantes	Período	ADUTORAS E EIXOS			BARRAGENS		Execução Orçamentária
		Quant	Extensão (Km)	Vazão (l/s)	Quant	Vol(m³)	
Presidente: Fernando Henrique Cardoso Governador: Tasso Jereissate/ Beni Veras Secretário: Hipéredes Macêdo	1995 - 1998	37	473,11	1005,36	13	253.610.000,00	678.376.095,55
Presidente: Fernando Henrique Cardoso Governador: Tasso Jereissate/ Beni Veras Secretário: Hipéredes Macêdo	1999 - 2002	55	591,64	3762,59	19	1.068.580.206,00	1.034.751.429,46
Presidente: Lula Governador: Lucio Alcântara Secretário: Edinardo Ximenes	2003 - 2006	9	146,66	22399,52	2	221.468.688,00	1.659.478.416,34
Presidente: Lula Governador: Cid Gomes Secretário: César Pinheiro	2007 - 2010	10	284	1949,65	2	18.520.337,00	1.542.865.796,56
Presidente: Dilma Governador: Cid Gomes Secretário: César Pinheiro/ Renes	2011 - 2014	14	359,41	526,49	8	263.663.700,00	1.510.648.013,21
Presidente: Dilma / Michel Temer Governador: Camilo Santana Secretário: Francisco Teixeira	2015 - 2017	1	10,87	16,8	1	2.014.427,00	1.121.532.038,25
Total		126	1.865,69	29.660,41	45	1.827.857.358,00	7.547.651.789,37

Fonte: Elaboração própria

6. CONCLUSÕES

O trabalho foi realizado tendo como período para análise os anos de 1995 a 2017 e observou a execução orçamentária da SRH, onde foram identificadas as principais fontes de financiamento e programas, relacionadas com os mandatos governamentais, com as obras de infraestrutura de acumulação e transferência hídrica implantadas. Algumas conclusões podem ser feitas, como também recomendações e questionamentos.

No período em análise, a SRH executou 7,55 bilhões de reais, aumentou a capacidade de acumulação hídrica em 1,82 bilhões de m³ correspondente a construção de 45 barragens e ampliou a capacidade de transferência hídrica em 29.660 l/s com a construção de 1.865 km de adutoras e canais.

Acrescenta-se à capacidade de acumulação hídrica informada acima, 7,99 bilhões de m³ referente à construção de 10 barragens, incluindo o Castanhão (6,7 bilhões de m³), implantadas pelo DNOCS ou DNOCS/SRH no mesmo período, cujo investimento ocorreu diretamente pelo Orçamento do Governo Federal, não tendo sido contabilizado no orçamento estadual. Portanto, no período de 1995 a 2017, considerando todos os órgãos executores, a capacidade de acumulação hídrica do Estado aumentou em 9,82 bilhões de m³ por meio da construção de 55 barragens.

Os principais programas que viabilizaram a implantação da política de recursos hídricos foram PROURB, PROGERIRH, PROÁGUA, Avança Brasil e PAC, através da execução das fontes Tesouro, BIRD, Governo Federal, BNDES e outras. Dentre os quais destacam-se as maiores participações no orçamento total: Governo Federal (34%), o BIRD (21%) e Tesouro Estadual (30%).

Considerando o total de recursos aplicados por mandatos, excetuando o mandato de Camilo Santana que ainda está no seu último ano, a maior execução orçamentária da SRH se deu no mandato de Lúcio Alcântara, coincidindo com as maiores aplicações das fontes BIRD, BNDES e Tesouro. Observa-se que não foi um ano expressivo na conclusão de grandes obras, mas encontravam-se em execução os trechos II e III do Eixão das Águas, obras de elevado investimento.

Observou-se também que as maiores execuções da SRH se deram nos últimos anos de mandato dos governos, 1998, 2002, 2006, 2010 e 2014.

Destaca-se a importância dos programas PROURB e PROGERIRH na política de recursos hídricos do Ceará, através dos quais foram construídos 674,93 km de canais e adutoras, correspondendo a uma vazão de 25.154,25 l/s e 27 barragens com capacidade de acumulação hídrica de 1.292.392.094 m³.

Entre os anos de 1995 e 2006, nos governos de Tasso Jereissati e Lúcio Alcântara, destaca-se a participação da fonte BIRD e Tesouro, onde a primeira atingiu o maior percentual de participação no orçamento da SRH em 2004, com 53% e a segunda, com 68% em 1995. Nesses 12 anos foram investidos cerca de 1,2 milhões de reais do BIRD, de um total de 1,6 bilhões de reais aplicados dessa fonte nos 23 anos em análise, correspondendo a 76%.

Entre os anos de 2007 até 2017, nos governos Cid Gomes e Camilo Santana, a fonte que mais teve participação no orçamento da SRH, foi a Governo Federal, destacando o ano de 2016, que atingiu 69% do total empenhado de todas as fontes. Nesses 11 anos foram aplicados 2,18 bilhões de reais da fonte Governo Federal, de um total de 2,54 bilhões de reais empenhados em todo o período dessa fonte, correspondendo a 86%.

Acrescenta-se a seguinte análise aos subperíodos definidos acima:

- ***1995 – 2006 (12 anos)- Governos de Tasso Jereissati e Lúcio Alcântara***

- Total de Recursos Empenhados – R$ 3,37 bilhões, representando 45% do total empenhado no período de 1995 – 2017;

- Construção de 34 barragens estaduais com capacidade de acumulação hídrica de 1,54 bilhões de m³, correspondendo a 84% da capacidade total implantada no período de 1995 – 2017;

- Implantação de 1.211km de adutoras e eixos correspondendo a 5.167 l/s e conclusão do Eixão das Águas – Trecho I com vazão de 22.000 l/s, conforme Atlas da SRH.

Destaca-se neste subperíodo a concretização da política estadual de recursos hídricos, onde foram consolidadas as suas diretrizes, visando a ampliação da infraestrutura hídrica, a partir da ampliação da acumulação hídrica e da integração de bacias. Neste subperíodo, iniciou-se a implantação do atual sistema de

abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza, por meio da construção do Açude Castanhão (DNOCS/SRH) e do Eixão das Águas (conclusão do Trecho I e início da execução dos trechos II e III) .

- ***2007 – 2017 (11 anos) - Governos Cid Gomes e Camilo Santana***

- Total de Recursos Empenhados – R$ 4,17 bilhões, representando 55% do total empenhado no período de 1995 - 2017

- Construção de 11 barragens com capacidade de acumulação hídrica de 284 milhões de m³, correspondendo a 16% da capacidade total implantada no período de 1995 – 2017;

- Implantação de 654 km de adutoras e eixos correspondendo a 2.492 l/s e conclusão do Eixão das Águas, Trecho II (22.000 l/s), Trecho III (22.000l/s), Trecho IV (22.000 l/s) e Trecho V (9.000l/s), conforme Atlas da SRH.

Pode-se dividir este subperíodo em duas fases, a primeira entre 2007 e 2014, onde se registra a continuidade da construção de açudes, adutoras e eixos de integração, que ampliaram significativamente a capacidade de acumulação e transferência hídrica do Estado, enquanto a segunda fase, 2015 à 2017, já inserida no clico de seca severa que se instalou no Estado desde 2012, concentrou seus esforços na construção de uma obra estratégica para o Estado, o Cinturão das Águas do Ceará Trecho I (CAC) e na implantação de obras emergenciais como construção de poços e adutoras emergenciais, e, ainda, atuou fortemente na gestão da seca.

Constata-se, portanto, que, mesmo tendo sido investidos valores elevados de recursos financeiros e concluídas grandes obras de acumulação e transferência hídrica, as consequências da seca ainda estão presentes na realidade do povo cearense, porém com impactos amenizados. Desta forma o Estado do Ceará sempre estará sujeito a períodos de estiagem, necessitando, portanto, introduzir uma gestão proativa da seca e implantar políticas públicas efetivas que, além de ampliar a capacidade de acumulação e transferência hídrica, sejam capazes de reduzir continuamente a vulnerabilidade da população a riscos naturais.

A condução da política de recursos hídricos deve contribuir para transformações na realidade social do Estado do Ceará, não se restringindo apenas a realização de ações estruturais e não estruturais isoladas, mas deve estar no contexto de uma estratégia global de desenvolvimento do Estado e pautada na integração entre as políticas de saneamento, meio ambiente e uso e ocupação do solo, com foco na qualidade da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

_____. Lei Nº 14.844 de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema integrado de gestão de recursos hídricos - SIGERH, e dá outras providências. **Diário Oficial Estado do Ceará**, **Poder Executivo,** Fortaleza, 30 dez. 2010. Caderno 1, pt.3.

CASTRO, César Nunes. **Gestão das águas**: experiências internacional e brasileira, texto para discussão. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012.

_____. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídrico do Ceará**. Fortaleza: PLANERH, 2005.

_____. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Documento do projeto de um financiamento (empréstimo) adicional proposto para o estado do Ceara....,** 2008. Disponível em: www.srh.ce.gov.br/ documentos. Acesso em: 25 set. 2013.

_____. Secretaria do Planejamento e Gestão. **Execuções orçamentárias 2000 - 2012**. Disponível em: www.seplag.ce.gov.br. Acesso em: 23 set. 2013.

_____. Secretaria do Planejamento e Gestão. **Manual do Orçamento 2014**. Disponível em: www.seplag.ce.gov.br. Acesso em: 23 set. 2013.

_____. Lei Nº 14.844 de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema integrado de gestão de recursos hídricos - SIGERH, e dá outras providências. **Diário Oficial Estado do Ceará**, **Poder Executivo,** Fortaleza, 30 dez. 2010. Caderno 1, pt.3.

CUNHA, Carla Giane Soares. **Avaliação de políticas públicas e programas governamentais**: tendências recentes e experiências no Brasil. Washington: George Washington University, 2006.

INSTITUTO de Pesquisa Econômica Aplicada, (2001). **Planejamento e políticas públicas**. Brasília. Disponível em: http\\www.ipea.gov.br/ppp. Acesso em: 14 fev. 2013.

LANNA, Eduardo L. **Gestão das Águas**. Texto de referência do curso Introdução à Gestão dos Recursos Hídricos. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1999. Disponível em: http://www.iph.ufrgs.br/posgrad/disciplina. Acesso em: 20 jul. 2013.

SILVA B. B. de A. *et al.* Evolução orçamentária e a efetividade de sua execução: O caso da esquadra brasileira. In: Congresso Nacional de Administração e Ciências Contábeis, 3., Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: AdCont, 2012.

SOUZA FILHO F. A. Notas sobre Planejamento de Recursos Hídricos no Ceará. In: ALVES, R. F. F.; CARVALHO, G. B. B. (Ed.). **Experiências de Gestão dos Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 2001.

A IMPORTÂNCIA DA ÉTICA PARA A GESTÃO DA ÁGUA

Shelly Biesel
Donald R. Nelson

1. INTRODUÇÃO

As estruturas e decisões de gestão da água refletem considerações éticas, quer estejamos conscientes disso ou não (BROWN e SCHMIDT, 2010; GROENFELDT, 2013). Para muitos, a gestão da água representa um conjunto de instituições, regulamentações e atividades firmemente enraizadas em um paradigma técnico e científico. Como resultado, há um forte viés de deixar a gestão da água para os especialistas. Enquanto as pessoas tiverem água suficiente de qualidade aceitável para manter o bem-estar, a maioria não pensa duas vezes nessa abordagem de gestão. No entanto, o desenho dos sistemas de gestão da água e os valores subjacentes à tomada de decisão englobam uma riqueza de considerações éticas, frequentemente implícitas na discussão e ação (GROENFELDT, 2010), guiando nossas decisões sem qualquer consciência de nossa parte (HOURDEQUIN, 2015). Sistemas de gerenciamento de água estão sob crescente pressão. Cidades em todo o mundo demonstram crescentes desigualdades no acesso à água e as mudanças climáticas influenciam a quantidade de água disponível para consumo humano e não humano (BURKE, 2016; CISNEROS et al., 2014; EAKIN et al., 2017). É cada vez mais evidente que o modo como administramos a água não está mais funcionando. Uma consideração explícita da ética, ou dos sistemas de valores que guiam os julgamentos e decisões, é uma maneira de começar a lidar com as deficiências atuais, dando espaço para reavaliar as opções de gestão e promover práticas mais sustentáveis e equitativas (DANIELL et al., 2009; GROENFELDT e SCHMIDT, 2013; HOURDEQUIN, 2015).

Ética é um "sistema coerente de valor" (GROENFELDT, 2013), onde os valores são os critérios que cada pessoa detém e que orientam sua avaliação, julgamento e atitudes sobre os fenômenos (ROKEACH, 2008). A ética nos diz como devemos nos comportar em determinadas circunstâncias. Ela nos ajuda a definir metas e objetivos adequados e a definir caminhos aceitáveis para chegar lá. Assim, a ética diz respeito ao comportamento e à aplicação (GROENFELDT e SCHMIDT, 2013) e tem implicações de longo alcance na definição e distribuição de riscos, benefícios e responsabilidades associados às decisões de gestão da água (DOORN, 2014). A ética relacionada à água engloba uma gama extremamente ampla de valores (BROWN e SCHMIDT, 2010; DOORN, 2013), muitos dos quais não estão diretamente relacionados ao próprio recurso. Por exemplo, os valores sustentam as opiniões sobre se as decisões relativas à gestão de recursos naturais devem ou não ser baseadas apenas em informações científicas ou se devem basear-se na implementação de princípios democráticos que incorporem opiniões divergentes de *stakeholders* (PRISCOLI, 2004). Embora alguns autores

categorizem a ética da água de forma diferente (BROWN e SCHMIDT, 2010; GROENFELDT e SCHMIDT, 2013), todos eles consideram aspectos semelhantes, incluindo componentes sociais, culturais, econômicos e ambientais. Estes são desenvolvidos na seção seguinte do capítulo.

Os indivíduos detêm múltiplos valores que podem entrar em conflito entre si, dando origem a potenciais contradições na avaliação de objetivos e decisões (IORIS, 2013). Por exemplo, as pessoas que lutam para satisfazer as necessidades diárias de água podem dar prioridade ao consumo humano, embora possam se apegar fortemente a uma ética que valorize a vida não humana. A relação entre valores e ética e a experiência vivida é evidente. Além disso, como os sistemas sociopolíticos modelam a experiência vivida, eles também estão implicados no surgimento de valores e da ética (DANIELL et al., 2009). Assim, assim como as sociedades e as culturas são dinâmicas, a ética também muda, mudando com o tempo à medida que as experiências e os valores mudam. A natureza dinâmica conflitiva dos valores e da ética, em vez de nos fazer tremer as mãos em frustração, pode fornecer a esperança de que nós, como sociedade, podemos nos unir para reavaliar a maneira como administramos a água e identificar práticas mais sustentáveis. (HOURDEQUIN, 2015).

A insegurança hídrica contemporânea e o espectro da escassez futura expõem os dilemas éticos nas atuais estruturas de gestão. Esses riscos tangíveis estão na vanguarda dos debates globais em contextos locais, nos quais os valores da água são frequentemente contrastados entre os valores da eficiência econômica e os dos direitos humanos e da equidade (PRADHAN e MEINZEN-DICK, 2010). Mas, na verdade, esses debates também abrem espaço para discussões éticas mais amplas. No Nordeste do Brasil, por exemplo, eles trazem para a frente debates sobre o valor e o privilégio do conhecimento científico, a escala na qual a água deve ser gerenciada, as definições de utilidade, qualidade e quantidade, entre muitas outras. A recente seca plurianual - em que muitos sistemas municipais de abastecimento de água se fecharam e outros estão em estágios críticos, nos quais as transferências entre bacias são a salvação de alguns e a ruína de outras, nas quais as populações urbanas e rurais se sentem em concorrência um com os outros e com os ecossistemas - ressalta a real necessidade de revisitar algumas das subjacentes e implícitas éticas que guiam o sistema. O restante deste capítulo explora em profundidade a gama de ética relacionada à água para trazer consciência de como o gerenciamento da água as decisões são imbuídas de valores e como sua consideração explícita pode levar a resultados mais justos e sustentáveis.

2. VALORES NA GOVERNANÇA DA ÁGUA

Os valores da água estão imbuídos nos regimes de gestão da água em contextos sociopolíticos específicos e, portanto, são profundamente significativos para as experiências vividas. Através da identificação de diferentes conjuntos de

valores, podemos entender melhor a distribuição de benefícios e riscos dentro dos paradigmas de gestão. Esta seção considera como a gestão de recursos hídricos e as estratégias de governança se baseiam em valores de água econômicos, sociais, culturais e/ou ambientais implícitos ou explícitos (GROENFELDT, 2013). Valores econômicos dentro da gestão da água são aqueles que priorizam os ganhos econômicos (capital, indústria, emprego, PIB) dentro dos sistemas de gestão. Os valores sociais informam a alocação e o gerenciamento da água para uso social da água (inclusive residencial). Valores culturais são as crenças e padrões culturais que moldam os diversos significados e usos da água. Finalmente, os valores ambientais são valores que priorizam as necessidades de água para o sustento ecológico. Esses compromissos éticos estão profundamente inter-relacionados, mas serão separados com o propósito de esclarecer como cada sistema de valores pode moldar abordagens abrangentes para a governança da água e levar a resultados diversos (GROENFELDT, 2013).

3. VALORES ECONÔMICOS

Os valores econômicos e a ética informam muito da gestão contemporânea da água. Valores econômicos são valores que priorizam a geração de capital na alocação e uso de recursos hídricos. Um exemplo da priorização da ética econômica dentro da governança da água é uma estratégia de governança onde as indústrias podem poluir as fontes de água locais, mas os contribuintes pagam os custos do processamento da água para outros tipos de uso da água. Em contextos em que os usos econômicos da água são priorizados, geralmente considera-se que as indústrias fornecem benefícios de "gotejamento" para as comunidades por meio de emprego, PIB ou outros fatores. Como resultado, para garantir um clima de negócios competitivo, as comunidades geralmente permitem que a indústria polua as fontes de água dentro dos limites. Embora a geração de renda para as comunidades possa ser benéfica, a priorização dos valores econômicos em relação a outros tipos de valores pode criar problemas para as comunidades, como os sistemas de água mal gerenciados. Além disso, os custos de limpeza e processamento de água são muitas vezes externalizados e transferidos para as próprias comunidades. Valores econômicos institucionalizados podem entrar em conflito com valores sociais que enfatizam o uso pessoal / comunitário dos recursos hídricos, bem como valores culturais e ambientais da água (GROENFELDT, 2013).

A filosofia de desenvolvimento modernista, ou a noção de que as intervenções científicas e tecnológicas são a melhor maneira de maximizar os benefícios dos recursos naturais, informaram muito sobre o desenvolvimento global da água na era pós-Segunda Guerra Mundial (PEET e HARTWICK, 2015; SCHMIDT e SHRUBSOLE, 2013). Supõe-se que o modernismo seja senso comum ou óbvio, ou seja, valor neutro. Pelo contrário, o desenvolvimento moderno da água tende a valorizar a economia em detrimento de outros usos da água (SCHMIDT e SHRUBSOLE, 2013). A priorização dos usos econômicos pode

ter consequências negativas que impactam desproporcionalmente as populações vulneráveis, levando a várias escalas de conflito hídrico (GROENFELDT, 2010). Por exemplo, nos Estados Unidos, o movimento de justiça ambiental demonstrou o desproporcional impacto que as comunidades de cor têm em lidar com o desperdício de água tóxica (BULLARD, 2000; MILMAN, 2017). Na região amazônica do Brasil, os valores contestados da água estão no centro das controvérsias em torno da hidrelétrica de Belo Monte. A represa é prometida para fornecer benefícios econômicos na forma de empregos para residentes locais e bilhões de dólares para construção e outras empresas de desenvolvimento. No entanto, os benefícios econômicos são alcançados às custas da degradação das ecologias locais e da desapropriação das comunidades indígenas e de seu modo habitual de vida. E, no entanto, os conflitos ambientais relacionados à água não são apenas entre comunidades e projetos de mega-desenvolvimento, mas também podem ocorrer dentro das famílias. Estudiosos feministas demonstraram como o acesso e uso de recursos é altamente relacionado a gênero, assim como as experiências emocionais e incorporadas da degradação ecológica (SULTANA, 2011, 2015). Com base em pesquisas etnográficas em Bangladesh, Sultana (2011, 2015) argumenta que "geografias emocionais de acesso, uso, controle e conflito de água mediam as maneiras pelas quais a água afeta todas as vidas em lugares de escassez de água" (SULTANA, 2015, p. 643). Como as mulheres são as principais responsáveis pela aquisição de água para uso doméstico, quando a escassez de água impede que as mulheres cumpram suas obrigações domésticas, as mulheres estão sujeitas a vários graus de humilhação e punição (SULTANA 2011, 2015). O conflito entre os agregados familiares e os conflitos familiares (SULTANA, 2015) pode ilustrar a necessidade de considerar como as relações de poder desiguais, específicas do contexto, podem moldar os conflitos na água domésticos e na comunidade.

A priorização dos valores econômicos também significou que as preocupações econômicas historicamente moldaram os discursos e debates sobre a escassez de água (GROENFELDT, 2013). Os discursos sobre escassez geralmente retratam os desafios da disponibilidade de água como uma questão de demanda excessiva ou de oferta insuficiente (GROENFELDT, 2013: 14). Mas há ambiguidades nos discursos sobre a escassez de água e nos debates públicos (GROENFELDT, 2013). Por exemplo, a escassez é frequentemente presumida como falta de recursos (problema de oferta), quando pode ser que os recursos estejam sendo mal administrados ou distribuídos de forma desigual (problema de demanda) (GROENFELDT, 2013). Além disso, os discursos sobre escassez costumam dizer pouco sobre que tipos de usos da água são ameaçados. A escassez significa que os usuários ricos não podem encher suas piscinas? Ou a escassez significa que os moradores pobres não conseguem obter água potável? Discursos que implantam a escassez de água precisam ser muito específicos sobre por que e para quem a água é escassa. Quando os valores econômicos são priorizados, a escassez pode se referir ao uso desinibido da água para fins industriais, o que é muito diferente da escassez para as necessidades básicas (GROENFELDT, 2013).

4. VALORES SOCIAIS

Para equilibrar as necessidades econômicas e sociais da água, as sociedades implementaram historicamente diferentes métodos para reter e alocar água, ou estratégias de governança da água. Durante grande parte dos últimos dois séculos, o paradigma predominante de gerenciamento de água tem sido variações de comando e controle (GROENFELDT, 2010: 576). Comando e controle refere-se às tentativas de usar a infraestrutura para represar ou capturar e / ou simplificar grandes quantidades de água para uso industrial e de consumo. Este método tem como premissa a ideia de que o controle das fontes de água permite um uso mais benéfico da água. No entanto, isso geralmente significa um uso economicamente benéfico da água, já que o represamento da água deslocou as populações à força e alterou drasticamente as bacias hidrográficas globais. Outra estratégia tem aplicado a filosofia econômica neoliberal à governança da água. Onde implementada, a neoliberalização da água significou reconfigurar a água de um recurso comum para uma commodity privada. As prescrições da política neoliberal do Banco Mundial durante as décadas de 1980 e 1990 pressionaram a cidade de Cochabamba, na Bolívia, a privatizar a água em 1999. Os preços inflacionários resultantes instigaram uma guerra de água entre civis e policiais, resultando na morte de um civil. Por fim, chegou-se a um acordo para reverter os esforços de privatização.

As falhas de comando e controle e a governança neoliberal da água inspiraram uma série de abordagens alternativas para a governança da água (GROENFELDT, 2010; SCHMIDT e SHRUBSOLE, 2013). Embora a privatização tenha como premissa a crença de que a água é uma commodity, outros argumentam que a necessidade da água pela vida a torna um direito humano fundamental (PRADHAN e MEINZEN-DICK, 2010). Aqueles que defendem uma abordagem baseada em direitos para a governança da água tendem a acreditar que a água deve ser gerenciada por comunidades e nações, em vez de empresas (PRADHAN e MEINZEN-DICK, 2010). No entanto, outros estudiosos criticaram a abordagem baseada em direitos por estar intimamente associada ao individualismo e aos direitos de propriedade privada (SCHMIDT e MITCHELL, 2014). Essas abordagens tendem a advogar pelos "recursos hídricos comuns", mas negligenciam a teorização de como os bens comuns podem ser incomensuráveis com os direitos individualistas sobre a água. Schmidt e Mitchell (2014) clamam por uma concepção "agnóstica" dos bens comuns baseada em modelos de ecologia de sistemas complexos, onde o uso individual da água é substituído por uma gestão cooperativa que negocia entre uma gama de demanda hídrica humana e não humana (SCHMIDT e MITCHELL, 2014).

Outros interessados na gestão cooperativa da água adotaram uma abordagem de hidrossolidariedade (GERLAK et al., 2009; RAMÍREZ et al., 2016). Esta abordagem tem como premissa a inclusão de uma variedade de partes inte-

ressadas da comunidade, agência, corporações e estado (GERLAK et al., 2009; RAMÍREZ et al., 2016). Idealmente, cada uma dessas partes interessadas teria participação igual na governança da água. Como mencionado em outra parte deste livro, uma estratégia comum para a hidrossolidariedade tem sido a integração da Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) na governança da água. Outras abordagens enfatizaram a governança participativa da água (DANIELL et al., 2009; PRISCOLI, 2004). A gestão participativa transfere a gestão da governança da água de abordagens "de cima para baixo" para a colaboração e participação da comunidade (PRISCOLI, 2004). Este método busca converter os usuários de água de receptores passivos de planejamento hídrico para produtores ativos de políticas e gestão da água (PRISCOLI, 2004). No entanto, o planejamento participativo não é isento de dificuldades, pois diferentes atores trazem diferentes compromissos éticos ao processo de planejamento e possuem habilidades diferenciadas para o avanço de seus próprios interesses (DANIELL et al., 2009).

5. VALORES CULTURAIS

As principais estratégias de governança da água negligenciaram amplamente os valores culturais. Os valores culturais estão relacionados a valores sociais e econômicos, mas referem-se especificamente a "[...] padrões culturais que conferem valor intrínseco ou extrínseco a sujeitos, objetos ou comportamentos e que delimitam a esfera da consideração moral" (GROENFELDT e SCHMIDT, 2013:13). Nem todo mundo compartilha os mesmos valores culturais, e os valores conflitantes são frequentemente negociados em um terreno de relações de poder desiguais. Por exemplo, o Banco Mundial e os povos indígenas tendem a ter padrões culturais diferentes que moldam suas respectivas éticas da água; e, no entanto, o Banco Mundial frequentemente tem mais poder para informar a governança global da água (GROENFELDT, 2013). Os valores da água indígena são profundamente importantes, mas tendem a ser marginalizados dentro da governança de água corrente (GROENFELDT, 2013). Os povos indígenas deixaram claro que as estratégias de gestão da água não devem ser explicadas apenas aos povos indígenas, mas sim que seus valores devem ser incorporados na governança da água (GROENFELDT, 2013; JACKSON, 2006). Embora diferindo entre os grupos indígenas, os povos indígenas tendem a honrar a importância da água para fins sócio-ecológicos, rituais, consuetudinários, cosmológicos e relacionais (BABIDGE, 2016; GROENFELDT, 2013; JACKSON, 2006). As relações entre nós e a água, e que são sustentadas na e pela água, compreendem um tema abrangente entre diversos valores indígenas (GROENFELDT, 2013:136-137). Groenfeldt (2013) descreve a ética da água centrada no relacionamento de forma muito clara:

> Como seres humanos, estamos relacionados e temos responsabilidades pela água que foi desviada do rio e está fluindo para nossos campos. A água, por sua vez, e os espíritos do rio e da

> água do canal, têm responsabilidades para conosco e para as plantas jovens nos campos que a água está a caminho de nutrir. Nas visões de mundo indígenas tradicionais (assim como na ciência ocidental da ecologia!), O mundo está interconectado; não é dividido em silos de gestão de rios, manejo de irrigação e manejo agrícola, nem mesmo nos silos da agricultura e da religião. A ética da água com a qual podemos aprender, que oferece uma "tomada" diferente em nosso relacionamento com o mundo natural, é encontrada dentro das culturas normativas dos Povos Indígenas em todos os lugares. [GROENFELDT, 2013: 136-137]

E, no entanto, a institucionalização dos valores indígenas na governança da água tem sido difícil de realizar (JACKSON, 2006). Por exemplo, trabalhando com grupos aborígines na Austrália, Jackson (2006) ilustra como as estratégias de governança que tentaram honrar a ética nativa através da proteção de locais sagrados falharam em grande medida ao não incorporar verdadeiramente os valores da água indígena. A separação dos valores científicos e indígenas nos processos de planejamento gerou algumas tensões entre os participantes (JACKSON, 2006). O conhecimento científico era a "fonte autorizada de conhecimento" na categoria "valores ambientais"; nenhum participante indígena foi envolvido na tomada de decisão científica ou ambiental (JACKSON, 2006: 27-28). A separação dos valores indígenas de outros componentes do processo de planejamento fez com que a ética da água indígena permanecesse marginalizada (JACKSON, 2006). Jackson sugere uma "perspectiva relacional sobre valores" que destaca como "os esforços de gestão indígena procuram sustentar e nutrir essas relações costumeiras e preferidas em vez de proteger lugares isolados" (2006: 28). Da mesma forma, Babidge (2016) distingue entre comunidades que valorizam mercadorias e aquelas em que a troca produz e sustenta relacionamentos ("ao invés de mais coisas") (86). No deserto do Atacama, no Chile, o Atacameño valoriza as relações da água com o local onde existe e os laços sociais e espirituais com a água (BABIDGE, 2016). Mas eles também valorizam a água para atividades agrícolas e para oportunidades de participar de práticas de troca que sustentam laços sociais (BABIDGE, 2016). Assim, os valores indígenas da água desafiam os gestores da água a considerar como a água sustenta as relações entre as pessoas, as comunidades e o mundo não humano. No entanto, esses compromissos éticos muitas vezes não são comuns na governança global da água (GROENFELDT, 2013).

6. VALORES AMBIENTAIS

Como os valores culturais, historicamente, os valores ambientais têm sido amplamente ausentes dos paradigmas de gerenciamento de água tradicionais (AL-WESHAH et al., 2016; ARMSTRONG, 2006; GROENFELDT, 2010). No entanto, as preocupações ambientais são cada vez mais incorporadas nas es-

tratégias de governança sustentável da água (AL-WESHAH et al., 2016; ARMSTRONG, 2006; GROENFELDT, 2010). O conceito de ética ambiental na governança da água geralmente se refere à ideia de que a natureza tem direitos intrínsecos à água, além das necessidades humanas de água (PRADHAN e MEINZEN-DICK, 2010). Kopnina (2012) argumentou que as ciências sociais que se concentram nos valores humanos da água e nos compromissos éticos tendem a ser antropocêntricas, deixando de perceber como as necessidades críticas do ecossistema muitas vezes não estão relacionadas ao uso humano da água. Parte do que sustenta vieses antropocêntricos dentro das perspectivas das ciências sociais sobre a governança da água tem sido a ideia da natureza como uma construção social (isto é, não existente a priori aos humanos), o que impediu a teorização efetiva de direitos e valores ambientais (KOPNINA, 2012). Kopnina defende uma abordagem ecocêntrica que honre os organismos não humanos e os ecossistemas como igualmente merecedores dos direitos à água (2012). Outros estudiosos sugerem que a ética ambiental é apenas um entre outros sistemas de valores que devem ser equilibrados ao lado dos usos antropocêntricos da água (AL-WESHAH et al., 2016; GROENFELDT, 2010).

7. CONCLUSÃO

A governança ambiental é moldada por valores econômicos, sociais, culturais e ambientais inter-relacionados. A capacidade de enfrentar com sucesso os desafios contemporâneos da água requer uma consideração explícita dessas preocupações éticas. Enquanto a teia de valores complexos inerentes a esses processos e decisões permanecer implícita, arriscamos resultados injustos e insustentáveis tanto a curto como a longo prazo. A abertura de discussões sobre gerenciamento de recursos hídricos para abordar uma gama de ética não levará diretamente, ou necessariamente, a soluções. Soluções não são simples nem diretas. Mas, ao fazê-las, criamos espaço para reconsiderar o que não está funcionando e redefinir as metas, os objetivos e o ônus dos riscos e benefícios. O modelo de comando e controle da gestão de recursos hídricos, impulsionado em grande parte por valores econômicos, não está mais funcionando. No entanto, novas abordagens para a governança sustentável e participativa estão começando a desafiar formas mais antigas de gestão da água através da incorporação de uma gama mais ampla de interessados e compromissos éticos, fornecendo pistas de esperança para atender às demandas de água das pessoas e do meio ambiente até o século XXI.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BABIDGE, S. Contested value and an ethics of resources: Water, mining and indigenous people in the Atacama Desert, Chile. Australian Journal of Anthropology, v. 27, n. 1, p. 84-103, 2016. ISSN 10358811. Disponível em: < http://

proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?-direct=true&db=sih&AN=114397959&site=eds-live >.

BROWN, P. G.; SCHMIDT, J. J. Water Ethics: Washington: Island Press 2010.

BULLARD, R. D. Dumping in Dixie: Race, Class and Environmental Quality. Third. Boulder: Westview Press, 2000.

BURKE, K. L. Flint Water Crisis Yields Hard Lessons in Science and Ethics. American Scientist, v. 104, n. 3, p. 134, 2016. ISSN 0003-0996.

DANIELL, K.; WHITE, I.; ROLLIN, D. Ethics and participatory water planning. 32nd Hydrology and Water Resources Symposium, 2009. p.p. 1476-p. 1489.

CISNEROS, B.J., OKI, T., ARNELL, N.W., BENITO, G., COGLEY, J.G., DÖLL, P., JIANG, T. and MWAKALILA, S.S., 2014. Climate Change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.

DOORN, N. Water and Justice: Towards an Ethics of Water Governance. Public Reason, v. 5, n. 1, p. 97-113, 06// 2013. ISSN 20657285. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=hlh&AN=95771161&site=eds-live >.

_____. Equity and the Ethics of Water Governance. In: GHEORGHE, A. V.;MASERA, M., et al (Ed.). Infranomics: Sustainability, Engineering Design and Governance: Topics in Safety, Risk, Reliability and Quality, vol. 24. New York and Heidelberg: Springer, 2014. p.155-164.

EAKIN, H. et al. Opinion: Urban resilience efforts must consider social and political forces. Proc Natl Acad Sci U S A, v. 114, n. 2, p. 186-189, Jan 10 2017. ISSN 1091-6490 (Electronic)

0027-8424 (Linking). Disponível em: < https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28074032 >.

GERLAK, A.; VARADY, R.; HAVERLAND, A. Hydrosolidarity and International Water Governance. International Negotiation, v. 14, n. 2, p. 311-328, 2009. ISSN 1382-340X 1571-8069.

GROENFELDT, D. The next nexus: Environmental ethics, water management and climate change. Water Alternatives, v. 3, n. 3, p. 575, 2010. ISSN 1965-0175.

_____. Water ethics: a values approach to solving the water crisis. Routledge, 2013. ISBN 1136241094.

GROENFELDT, D.; SCHMIDT, J. J. Ethics and Water Governance. Ecology & Society, v. 18, n. 1, p. 1-10, 2013. ISSN 17083087. Disponível em: < http://

proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?-direct=true&db=eih&AN=86991022&site=eds-live

http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss1/art14/ES-2011-4629.pdf >.

HOURDEQUIN, M. Environmental ethics: From theory to practice. Bloomsbury Publishing, 2015. ISBN 1472507835.

IORIS, A. A. R. The Value of Water Values: Departing from Geography towards an Interdisciplinary Synthesis. GEOGRAFISKA ANNALER SERIES B-HUMAN GEOGRAPHY, v. 95, n. 4, p. 323-337, 2013. ISSN 04353684. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edswss&AN=000334421500003&site=eds-live >.

JACKSON, S. Compartmentalising Culture: the articulation and consideration of Indigenous values in water resource management. Australian Geographer, v. 37, n. 1, p. 19-31, 03// 2006. ISSN 00049182. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=syh&AN=19703431&site=eds-live >.

KOPNINA, H. Re-examining culture/conservation conflict: the view of anthropology of conservation through the lens of environmental ethics. Journal of Integrative and Environmental Sciences, v. 9, n. 1, p. 9-25, 2012. ISSN 1943815X. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edswsc&AN=000304317600002&site=eds-live >.

MILMAN, O. A civil rights 'emergency': justice, clean air and water in the age of Trump. The Guardian. London: The Guardian 2017. Disponível em: < https://www.theguardian.com/us-news/2017/nov/20/environmental-justice-in-the-age-of-trump>

PEET, R.; HARTWICK, E. R. Theories of development: contentions, arguments, alternatives. Third. New York: Guilford Press 2015. ISBN 9781462519576. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat06564a&AN=uga.9943879333902959&site=eds-live >.

PRADHAN, R.; MEINZEN-DICK, R. Which Rights are Right? Water Rights, Culture and Underlying Values. In: BROWN, P. G. e SCHMIDT, J. J. (Ed.). Water Ethics: Foundational Readings for Students and Professionals. Washington: Island Press, 2010. p.39-58.

PRISCOLI, J. D. What is public participation in water resources management and why is it important? WATER INTERNATIONAL, v. 29, n. 2, p. 221-227, 2004. ISSN 02508060. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edswsc&AN=000222304400011&site=eds-live >.

RAMÍREZ, R. R.; SEELIGER, L.; DI PIETRO, F. Price, Virtues, Principles: How to Discern What Inspires Best Practices in Water Management? A Case Study about Small Farmers in the Yucatan Peninsula of Mexico. Sustainability, v. 8, p. 1-16, 2016. ISSN 20711050. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fsr&AN=114871159&site=eds-live >.

ROKEACH, M. Understanding human values. Simon and Schuster, 2008. ISBN 1439118884.

SCHMIDT, J. J.; SHRUBSOLE, D. Modern Water Ethics: Implications for Shared Governance. Environmental Values, v. 22, n. 3, p. 359-379, Jun 2013. ISSN 0963-2719. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000319304900004 >.

SULTANA, F. Suffering for water, suffering from water: Emotional geographies of resource access, control and conflict. Geoforum, v. 42, p. 163-172, 1/1/2011 2011. ISSN 0016-7185. Disponível em: < http://proxy-remote.galib.uga.edu/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edselp&AN=S0016718510001442&site=eds-live >.

_____. Emotional Political Ecology. The International Handbook of Political Ecology, p. 633-645, 2015.

GESTÃO ADAPTATIVA PARA UM MUNDO EM MUDANÇA

Renato de Oliveira Fernandes
Ticiana M. de Carvalho Studart
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

As alterações ocorridas no mundo nas diferentes escalas e setores (STEFFEN et al., 2004; ELLIS, 2011), causadas principalmente pelo crescimento populacional, globalização (GIDDENS, 2010; BECK, 2010) e mudanças climáticas (IPCC, 2013) evidenciou que estamos em um período de rápidas mudanças globais. Como consequência, os recursos naturais têm sofrido grande pressão da ação humana (ROCKSTRÖM et al., 2009a; 2009b MEA, 2005).

No contexto atual, o bom gerenciamento dos recursos naturais se tornou um grande desafio. Especialmente os recursos hídricos, o seu gerenciamento com base apenas em informações históricas e modelos convencionais, como os de comando e controle (HOLLING; MEFFE, 1996), se mostram insuficiente (PAHL-WOSTL, 2010; GLEICK, 2003). Além disso, o suprimento de informações com o uso de modelos de impacto para projeção de diferentes variáveis em longas escalas de tempo, como décadas, ainda gera resultados incertos (JONES, 2000; STAKHIV, 2011).

Com as mudanças climáticas, por exemplo, a água sofrerá grandes alterações nas diferentes etapas do seu ciclo dependendo da região do planeta (IPCC, 2013). As vazões efluentes aos reservatórios e rios deverão se alterar. Assim são previstos muitos impactos decorrentes das alterações do clima. O tratamento de água precisará ser revisto e as abordagens de avaliação e conservação dos ecossistemas aquáticos necessitarão de reavaliação por causa das mudanças quantitativas e dos processos químicos, físicos e biológicos (TUNDISI; TUNDISI, 2012). Além disso, devido ao aumento da demanda por água, os conflitos pelo seu uso poderão ser amplificados.

Nesse novo contexto, a água apresenta uma nova dinâmica e abordagens de gestão dos recursos hídricos que pressupõe a estacionaridade estatística das séries hidrológicas (MILLY et al., 2008; LINS, COHN, 2011; MILLY et al. 2015) e rejeita a complexidade da interação entre o sistema social, ecológico e econômico parecem não indicar o melhor caminho. Apesar dos dados históricos terem um papel fundamental na compreensão dos processos hidrológicos e na avaliação de modelos, extrapolar os dados do passado para o futuro pode trazer poucos benefícios no contexto de um mundo com rápidas mudanças globais.

Para lidar com a complexidade do mundo atual, muitos autores (ex. WAGENER, et al., 2010; UN-WATER, 2010; GLEICK, 2000; PAHL-WOSTL, 2007 e 2008; HUNTJENS et al., 2012) recomendam o aperfeiçoamento do sistema de governança e gestão voltado para os desafios das mudanças globais, especialmente para as mudanças climáticas. Os ajustes no sistema de gestão de recursos hídricos visa aumentar a resiliência e prover flexibilidades e robustez na tomada de decisão (ENGLE, 2011). Esta nova agenda de intervenções propõe (ROCKSTRÖM et al, 2014); (a) novas abordagens para a governança e gestão adaptativa da água (b) novas perspectiva no papel da água no desenvolvimento humano, onde novas perturbações exigem um foco forte na água, na gestão dos ecossistemas e na resiliência sócioecologica, (c) promoção de inovações e melhorias na gestão integrada da água e do solo que proporcione o aumento na produtividade agrícola e na resiliência sócioecologica.

Para o sucesso dessas intervenções no sistema de gestão dos recursos hídricos, grupos de especialistas (ex. Rockström et al. 2014) destacam a necessidade de reconhecer os recursos hídricos como fonte da resiliência de outros sistemas, compreendendo a influência que a água exerce sobre outras variáveis de mudança, e a influência que a água exerce na estabilidade e capacidade de adaptação das sociedades e biomas do planeta.

2. O FUTURO INCERTO DOS RECURSOS HÍDRICOS E ESTRATÉGIAS DE ADAPTAÇÃO

Os impactos da ação humana não ocorrem separadamente, podem interagir entre si e causar efeitos diversos (muitos ainda desconhecidos) nos sistemas ambientais, sociais e econômicos (HOLLING, 2001; FOLKE et al. 2011). Em recursos hídricos, por exemplo, as mudanças previstas na temperatura devem alterar os padrões de evaporação e precipitação com possibilidades de mudar o regime de vazões e o volume armazenado nos reservatórios. Assim, as alterações nos processos hidrológicos influenciarão as atividades econômicas como a irrigação e a indústria. Além disso, os impactos serão sentidos em outras áreas como nos serviços ambientais, no tratamento de esgoto, no abastecimento de água, na biodiversidade e em áreas não previstas.

As implicações socioeconômicas e ambientais das mudanças climáticas são várias. Além disso, existe uma cascata de incertezas que se propaga e se acumula nos estudos impactos (WILBY; DESSAI, 2010) e que não podem ser evitadas ou eliminadas (LANGSDALE, 2008; CHEN; BRISSETTE; LECONTE, 2011). Por exemplo, os cenários de precipitação apresentam considerável discordância entre os modelos atmosféricos (HAWKINS; SUTTON, 2011).

Alguns autores destacam o potencial de estratégias de adaptação que sejam robustas as diferentes condições do clima futuro (ex. LEMPERT, SCHLESINGER, 2000; HALLEGATTE, 2009; WILBY, DESSAI, 2010; DESSAI, HULME,

2007; GARCÍA et al., 2014). Estratégias robustas são insensíveis as incertezas futuras e classificadas como (HALLEGATTE, 2009; WILBY, DESSAI, 2010; CARLSON, DOYLE, 2002): (i) de baixo arrependimento, uma vez que funcionam em uma ampla gama de climas futuros; (ii) reversíveis, pois mantêm um custo mínimo quando se está errado quanto à decisão; (iii) com margens de segurança, permitindo modificações nos projetos de infraestrutura atual ou de fácil adaptação; (iv) estratégias *Soft,* uma vez que evitam intervenções de engenharia de alto custo e institucionaliza o planejamento de longo prazo; (v) redução dos horizontes de tempo da decisão de investimentos com estratégias flexíveis e (vi) conscientes das ações a serem tomadas pelas partes envolvidas.

A maioria dos estudos compartilha a ideia que a gestão ambiental para um mundo com rápidas mudanças, deve ter; colaboração entre os diferentes atores, instituições flexíveis e organizadas em diferentes escalas (policêntricas), promoção do aprendizado e respostas adaptativas através de um processo contínuo de reavaliação e retroalimentação do modelo de governança e gestão (DIETZ, OSTROM; STERN, 2003; FOLKE et al. 2005). As recomendações com os mecanismos e as condições para navegar na mudança são apresentadas por diferentes autores (ex. BERKES et al. 2003; OLSSON et al. 2006; GALAZ et al. 2008 e FOLKE et al. 2005). Tais mecanismos reconhecem os sistemas sociais e ecológicos como sistemas complexos adaptativos (LEVIN, 1999) que interagem em ciclos nas diferentes escalas espaciais e temporais (GUNDERSON; HOLLING, 2002).

Em um contexto de rápidas mudanças globais requer a tomada de decisão com informações incompletas e incertas (POLASKY et al. 2011). As decisões geralmente dependem do uso de diferentes métodos, ferramentas e da disponibilidade de novas informações (LEMOS, 2015). Em mudanças climáticas, as informações para o futuro são apresentadas por cenários que implicam na probabilidade de sua ocorrência (IPCC, 2013), além das possíveis surpresas que podem surgir fora desses cenários (ex. furacões, tempestades, crises políticas e econômicas).

Modelos de gestão baseadas na teoria da resiliência (HOLLING, 1973; 1978) consideram os limiares críticos dos ecossistemas (FOLKE et al. 2004; SCHEFFER, 2009; SCHEFFER et al. 2009), se adaptam as novas condições ou se transformam em um novo estado ou regime quando as condições são insustentáveis (GUNDERSON, HOLLING, 2002; WALKER et al., 2004) podendo reduzir a vulnerabilidade das populações em um futuro incerto.

3. RESILIÊNCIA DE SISTEMA DE RECURSOS HÍDRICOS

A água exerce um papel fundamental na resiliência dos sistemas socioecológicos por interligar vários processos essenciais para a manutenção da vida no planeta. Dessa forma, a água é responsável por oferecer vários serviços ecossistêmicos e regular o sistema climático (ROCKSTRÖM et al. 2014).

Considerando a importância da água na construção ou manutenção da resiliência dos sistemas socioecológicos, Rockström et al. (2014) destacam três aspectos: (1) persistência – como a habilidade de um sistema de persistir em um dado estado, ou seja, quanto de perturbação ou estresses o sistema é capaz de suportar sem mudar suas funções e estrutura; (2) adaptabilidade (ou capacidade adaptativa) – como a capacidade de se adaptar, em um determinado estado, aos estresses e perturbações; e (3) transformabilidade – como a capacidade de se transformar em um novo estado após crises.

A definição anterior facilita a concepção de estratégias ou modelos de adaptação para enfrentar crises hídricas porque avança no conceito tradicional de resiliência da engenharia (HASHIMOTO, 1982) e concorda com a resiliência ecológica[18] (HOLLING, 1973) por considerar a transformação do sistema mesmo após a perda da estabilidade. Um sistema socioecológico resiliente deve ser capaz de navegar na mudança, se auto-organizar e se adaptar as novas condições e estados. Essas características tornam o sistema mais robusto (ou estável) e flexível (ou com capacidade de adaptar e se transformar).

Ao ocorrer mudança no sistema de recursos hídricos para um estado indesejado, ou seja, para uma condição que resulte em crise de recursos, os gestores possuem três classes gerais de resposta à crise (GUNDERSON, 2000). A primeira é não fazer nada e esperar para ver se o sistema retorna para um estado aceitável. A segunda opção é gerenciar ativamente o sistema para tentar levar para um domínio de estabilidade desejável. A terceira e última opção é admitir que o estado alterado do sistema é irreversível e se adaptar.

A mudança de estado ou regime ocorre devido à perda ou redução da resiliência. Quando a mudança é de estado dizemos que houve perda da resiliência especifica e quando a mudança é de regime dizemos que houve perda da resiliência geral. Assim um sistema com grande resiliência geral poderá mudar de estado constantemente, mas isso ocorre dentro de um mesmo regime.

Gerenciar a resiliência de um sistema de recursos hídricos significa tentar evitar que este sistema mude ou permaneça em um estado ou regime indesejável. Para evitar as armadilhas da gestão (GUNDERSON; HOLLING, 2002), que podem "prender" o sistema em um estado ou regime indesejável (ou até irreversível) e que dificulta sua mudança ou a adaptação, é necessário conhecer as principais variáveis ou fatores que podem gerar a perda da resiliência, ou no caso contrário que fortalecem a resiliência de um estado ou regime indesejável.

A erosão lenta dos principais processos que controlam um sistema pode provocar mudanças para um regime, muita das vezes irreversível. Em ecossistemas e na economia, por exemplo, isso pode ocorrer com a redução da diversidade, pela diminuição de espécies ou grandes dependências econômicas, respectivamente

18 Uma das definições da resiliência de sistemas socioecológicos é descrito como a capacidade de um sistema absorver perturbações ou choques e ainda manter suas funções fundamentais, estruturas, identidade e feedbacks (WALKER et al. 2004).

(GUNDERSON; HOLLING, 2002).

Na gestão da qualidade da água, por exemplo, as variáveis que mudam lentamente com o tempo, como os fertilizantes provenientes da poluição difusa da irrigação, podem ser responsáveis por reduzir a resiliência do sistema aquático. Apesar da mudança de estado ser muitas das vezes "disparados" por fatores específicos (ou gatilhos) como, por exemplo, uma mudança brusca de temperatura ou redução da vazão de diluição em um rio, a causa principal do "salto" para um novo estado ou regime indesejado (por exemplo, um corpo de água que muda do estado oligotrófico para eutrófico) pode ter sido determinada, principalmente, por variáveis que mudaram lentamente ao logo do tempo, nesse caso o aporte de nutrientes no corpo de água.

Uma sequência de perturbações e *feedbacks* negativos, mesmo que de baixa intensidade, também pode levar um sistema, que está aparentemente em um estado ou regime estável e desejável, mudar para outro indesejável. Dessa forma, o sistema que apresentava certa estabilidade relativa não teve a resiliência suficiente para evitar a mudança. Uma vez que um sistema se encontre em condição desejável, como por exemplo, um sistema de reservatórios com alta disponibilidade hídrica ou um rio com água limpa, criar as condições para a manutenção da resiliência é um fator chave para reduzir sua vulnerabilidade.

Ao surgir fatores externos que afetem um sistema resiliente, tais perturbações dificilmente resultarão em mudança de estado ou regime. Assim, ao manter ou aumentar a resiliência do sistema estaremos ao mesmo tempo se preparando para as surpresas e mudanças futuras. No caso especial dos recursos hídricos, manter estoques de água em reservatórios, reduzir desperdícios de água e proteger os mananciais da poluição (pontual ou difusa) é um exemplo de preparação para mudança do clima futuro.

Nesse sentido, Rockström et al. (2014) apresentam: a água como uma variável de controle da resiliência social e ecológica (água para geração de serviços e funções ecossistêmicos – fonte da resiliência); a água como variável de estado (a água é afetada por outros fatores determinantes da mudança) e a água como uma variável de condução das mudanças futuras (a água regula a estabilidade do planeta através dos múltiplos processos, incluindo as do ciclo hidrológico).

Os autores colocam a água no centro da discussão da sustentabilidade global pontuando as múltiplas funções e serviços que a água exerce no funcionamento da biosfera. Destacam ainda, que para conseguir a sustentabilidade global e, portanto, a resiliência, é necessário um modelo de governança e de gestão da água adequada para uma nova era de rápidas mudanças globais influenciada pela ação humana (definida como Antropoceno) e para riscos indesejáveis causado pela exploração insustentável dos ecossistemas.

Os sistemas de recursos hídricos, considerados como sistemas socioecológicos, são dinâmicos e apresentam certa imprevisibilidade (LEVIN, 1999). Em-

bora existam incertezas do que pode ocorrer com os recursos hídricos no futuro, esperar para ver a possível resposta do sistema não é uma decisão apropriada, uma vez que os impactos podem ser desastrosos. A atitude recomendada inclui; avaliar o estado atual do sistema (através de monitoramento e modelagem por exemplo), criar cenários para os estados futuros e gerenciar sua resiliência com mecanismos para levar para um estado ou regime desejado ou se adaptar as novas condições.

A gestão da resiliência dos sistemas de recursos hídricos depende também da capacidade institucional para responder aos *feedbacks* ambientais, aprender e armazenar conhecimento e estar preparado para lidar com a mudança. Os desafios nessas condições incluem, reconhecer as mudanças e se adaptar de tal maneira que não elimine opções futuras (FOLKE et al. 2002; BARNETT; O'NEILL, 2010).

3.1. PRINCÍPIOS BÁSICOS PARA CONSTRUÇÃO DA RESILIÊNCIA

A abordagem de resiliência de sistemas socioecológicos enfatiza a necessidade de entender e gerenciar a mudança, particularmente a mudança inesperada ou as surpresas (BIGGS et al, 2015). Um entendimento fundamental do conceito de resiliência é que a humanidade é parte da biosfera e que as ações humanas determinam a dinâmica dos ecossistemas em diferentes escalas (Folke et al. 2004). Por outro lado, os serviços ambientais prestados pelos ecossistemas são essenciais para a sobrevivência da humanidade.

Os sistemas socioecológicos são caracterizados como sistemas não-lineares, que mudam constantemente e se adaptam a mudanças (BERKES et al. 2003). A capacidade de se auto-organizar e se adaptar, ou seja, construir a resiliente para lidar com a mudança depende de alguns princípios básicos.

Folke et al. (2003) resume quatro medidas essenciais que os sistemas socioecológicos precisam ter para aumentar a capacidade adaptativa e assim reduzir a vulnerabilidade: (a) aprender a conviver com a mudança e a incerteza buscando aprender com as crises, esperar o inesperado (b) fomentar a diversidade para reorganização e renovação buscando alimentar a memória ecológica, manter a memória social e melhorar a memória socioecológica (c) combinar diferentes tipos de conhecimento para a aprendizagem através da combinação do conhecimento tradicional e experimentos, expandir o conhecimento de estruturas para conhecimento das funções e construir processo de aprendizagem em instituições e fomentar a complementaridade de diferentes sistemas de conhecimentos e (d) criar oportunidade para auto-organização na escala correspondente de ecossistema e governança (lidar com a dinâmica em diferentes escalas) através do reconhecimento das interligações entre diversidade e distúrbios, lidar com a dinâmica entre escalas, compatibilizar escalas de ecossistemas e governança e computar os fatores externos.

Os princípios básicos mais atuais para construção da resiliência de SSEs são os de Biggs et al. (2012 e 2015). Tais princípios atualizam as recomendações sugeridas por Folke et al. (2003) e incluem: manter a diversidade e redundância (P1), gerenciar a conectividade (P2), gerenciar variáveis lentas e *feedbacks* (P3), fomentar o pensamento baseado em sistema complexo adaptativo (P4), encorajar o aprendizado (P5), aumentar a participação (P6) e promover a governança policêntrica (P7).

Os três primeiros princípios (P1 a P3) são propriedades chaves dos sistemas socioecológicos, enquanto que os outros (P4 a P7) são atributos do sistema de governança. Uma breve descrição desses princípios é apresentada a seguir, tendo como base Biggs et al. (2012 e 2015).

O primeiro princípio (manter a diversidade e redundância – P1) considera que sistemas com diferentes componentes, ou diversos, (ex. espécies diferentes e várias fontes de conhecimento) geralmente são mais resilientes que sistemas com poucos componentes (STIRLING, 2007). A diversidade ecológica e social prover diferentes opções para responder a mudança e lidar com as incertezas e surpresas. A redundância (ROSENFELD, 2002), ou as formas diferentes de realizar uma mesma função, oferece um tipo de "seguro" permitindo que alguns componentes possam compensar as perdas ou falhas de outros.

A gestão da conectividade (P2) é necessária, pois os sistemas altamente conectados ganham proteção contra alguns tipos de perturbações devido a sua eficiência no uso de recursos e na execução de alguns processos, mas por outro lado, tais sistemas podem facilmente entrar em colapso uma vez que, perturbações para a qual o sistema não está preparado, pode se propagar rapidamente em todo o sistema. O gerenciamento da conectividade busca identificar a melhor configuração que garanta o funcionamento do sistema, apesar de muitas vezes ser redundante ou ineficiente.

Gerenciar variáveis lentas e *feedbacks* são importantes porque em sistemas socioecológicos existem diferentes maneiras das variáveis se conectarem e interagirem uma com as outras (GUNDERSON; HOLLING, 2002). As diferentes configurações de variáveis determinam os diversos serviços ambientais. Entender como as variáveis lentas e os retornos (feedbacks) afetam a estabilidade do sistema é um ponto chave, pois a alteração de regime pode representar também a perda de algumas funções do sistema.

Pensar nos sistemas socioecológicos como um sistema complexo adaptativo - P4 (HOLLING, 2001) não melhora diretamente a resiliência, mas reconhecer estes sistemas como uma rede conectada, interdependente e imprevisível é o primeiro passo para ações de gestão que pode fomentar a resiliência.

Encorajar a aprendizagem (P5) é um princípio básico pelo fato de que o conhecimento dos sistemas socioecológicos são incompletos e que incertezas, surpresas e

mudanças são partes da gestão. A aprendizagem contínua valoriza os diferentes tipos e fontes de conhecimento e encoraja a implantação de experimentos. Assim, deve-se focar em metodologias que usam a aprendizagem como parte da tomada de decisão. Mesmo reconhecendo que a aprendizagem depende da confiança, instituições e relacionamentos entre os atores (REED et al, 2010).

Ampliar a participação (P6) através do engajamento ativo das partes interessadas ajuda a construir confiança e o relacionamento necessário para legitimar o conhecimento e as autoridades durante o processo de tomada de decisão (STRINGER et al. 2006).

A promoção da governança policêntrica – P7 (OSTROM, 2005; McGINNIS, 2000) contribui para resiliência uma vez que a estrutura policêntrica facilita a implementação de outros princípios, principalmente a redundância, conectividade, aprendizagem e participação. A policentricidade refere-se a um sistema de governança com múltiplas autoridades de governo em diferentes escalas. Estes sistemas apresentam independência de cada unidade de governança em relação a uma área geográfica específica ou domínio de autoridade e podem se ligar horizontalmente em questões comum, além de ser aninhado verticalmente em unidades de governança mais amplas.

Os setes princípios apresentados nos parágrafos anteriores foram elaborados por um grupo de especialistas que exploram a dinâmica dos sistemas socioecológicos (BIGGS et al., 2012) e é uma revisão de conceitos já desenvolvidos na literatura e avanços em outros conceitos emergentes. A determinação desses princípios foi obtida através de consulta a uma rede de pesquisadores com o uso da metodologia Delphi (LANDETA, 2006).

Os autores reconhecem a necessidade de avanços em pesquisas para definir melhor como cada princípio deve ser aplicado e qual a melhor combinação entre eles. No entanto, é possível estimar que, por exemplo, a construção da resiliência dependa da interação de mais de um dos princípios citados. Dessa forma, a governança policêntrica (P7) e aprendizagem (P5), por exemplo, dependem do capital social e confiança desenvolvido com a participação (P6). Além disso, a conectividade (P2) pode não fortalecer a resiliência na ausência da diversidade (P1). De modo geral, a participação é um pré-requisito para aprendizagem e para a governança policêntrica. Enquanto que a diversidade e a redundância precisam agir em combinação com a conectividade para aumentar a resiliência (BIGGS et al., 2012).

4. GESTÃO ADAPTATIVA: UM MODELO PARA GESTÃO DA RESILIÊNCIA

A Gestão Adaptativa - GA (HOLLING, 1978; WALTERS, 1986) surgiu como proposta para gerenciar a resiliência ecológica (HOLLING, 1973) e parte do pressuposto que a nossa capacidade de prever o futuro dos recursos naturais é limitada ou incompleta.

Na GA ao invés de gerenciar para apenas um estado, considerado como

ideal e único, os gestores podem fazer experimentos de gestão com um conjunto de estados (ou cenários aceitáveis e possíveis) reduzindo a possibilidade de colapso ou falha do sistema quando surpreendido por perturbações ou crises. Os resultados dos experimentos alimentam ciclos de aprendizagem (TIPPETT et al., 2005; BLACKMORE; ISON; JIGGINS, 2007) e possibilitam mudanças e avanços sempre que novas informações (formais ou informais) estiverem disponíveis. Nesse modelo de gestão é possível aprender a gerenciar melhor sistemas complexos e incertos (MELIS; WALTERS; KORMAN, 2015) durante o processo de gestão.

A gestão adaptativa aplicada aos recursos hídricos (GARH) aparece na literatura na década de noventa (KOSHIDA, 1996), mas se tornou popular a partir dos anos dois mil (PAHL-WOSTL, 2007in particular for merging situations such as intersections where a ramp leads onto the highway. In our work, cars are equipped with sensors that can detect distance to neighboring cars, and communicate their velocity and acceleration readings with one another. Sensor-enabled cars can locally exchange sensed information about the traffic and adapt their behavior much earlier than regular cars. We propose proactive algorithms for merging different streams of sensor-enabled cars into a single stream. A proactive merging algorithm decouples the decision point from the actual merging point. Sensor-enabled cars allow us to decide where and when a car merges before it arrives at the actual merging point. This leads to a significant improvement in traffic flow as velocities can be adjusted appropriately. We compare proactive merging algorithms against the conventional priority-based merging algorithm in a controlled simulation environment. Experiment results show that proactive merging algorithms outperform the priority-based merging algorithm in terms of flow and delay.", "author" : [{ "dropping-particle" : "", "family" : "Pahl-Wostl", "given" : "Claudia", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }], "container-title" : "Water", "id" : "ITEM-1", "issue" : "Lid", "issued" : { "date-parts" : [["2007"]] }, "page" : "1-22", "title" : "Requirements for Adaptive Water Management", "type" : "article-journal" }, "uris" : ["http://www.mendeley.com/documents/?uuid=e736a99e-ed36-4fe4-92bd-266ce6e7bbe3"] }], "mendeley" : { "formattedCitation" : "(PAHL-WOSTL, 2007; MYSIAK et al, 2010). Esse paradigma de gestão é apresentado na maioria das vezes como uma proposta para melhorar o atual modelo de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos – GIRH (GWP, 2007).

A GARH visualiza as políticas de recursos hídricos como suposição ou hipóteses e as ações de gestão testam as hipóteses através experimentos (WALTERS, 1986; RESILIENCE ALLIANCE, 2010). Essa abordagem busca continuamente preencher as lacunas existente entre o conhecimento científico e as ações (RESILIENCE ALLIANCE, 2010) com o objetivo de obter um sistema de gestão de recursos hídricos resiliente as perturbações que o futuro poderá apresentar, por exemplo, com o desdobramento da mudança climática.

A GARH é um processo de melhoria da política e das práticas de gestão

através do aprendizado sistemático (PAHL-WOSTL et al., 2010). Assim, essa metodologia é um processo pelo o qual as políticas de recursos hídricos mudam em resposta aos novos conhecimentos obtidos do sistema gerenciado (LOUCKS et al., 2005)high-quality and inexpensive water supplies for domestic consumption, agriculture and industry. In recent decades there have also been increasing demands for hydrological regimes that support healthy and diverse ecosystems, provide for water-based recreational activities, reduce if not prevent floods and droughts, and in some cases, provide for the production of hydropower and ensure water levels adequate for ship navigation. Water managers are challenged to meet these multiple and often conflicting demands. At the same time, public stakeholder interest groups have shown an increasing desire to take part in the water resources development and management decisionmaking process. Added to all these management challenges are the uncertainties of natural water supplies and demands due to changes in our climate, changes in people's standards of living, changes in watershed land uses and changes in technology. How can managers develop, or redevelop and restore, and then manage water resources systems - systems ranging from small watersheds to those encompassing large river basins and coastal zones - in a way that meets society's changing objectives and goals? In other words, how can water resources systems become more integrated and sustainable?", "author" : [{ "dropping-particle" : "", "family" : "Loucks", "given" : "Daniel P.", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }, { "dropping-particle" : "", "family" : "Beek", "given" : "Eelco", "non-dropping-particle" : "van", "parse-names" : false, "suffix" : "" }, { "dropping-particle" : "", "family" : "Stedinger", "given" : "Jery R.", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }, { "dropping-particle" : "", "family" : "Dijkman", "given" : "Jos P.M.", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }, { "dropping-particle" : "", "family" : "Villars", "given" : "Monique T.", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }], "container-title" : "Water", "id" : "ITEM-1", "issued" : { "date-parts" : [["2005"]] }, "number-of-pages" : "57", "publisher" : "UNESCO PUBLISHING", "title" : "Water Resources Systems Planning and Management and Applications: An Introduction to Methods, Models and Applications", "type" : "book", "volume" : "51" }, "uris" : ["http://www.mendeley.com/documents/?uuid=198b4b07-84a4-4fd4-a22e-6d7529609fd8"] }], "mendeley" : { "formattedCitation" : "(LOUCKS et al., 2005. Um pressuposto da GARH é que o sistema de recursos hídricos apresenta limiares, certo grau de incertezas e elevados níveis de imprevisibilidade.

4.1. UMA PERSPECTIVA OPERACIONAL DA GESTÃO ADAPTATIVA

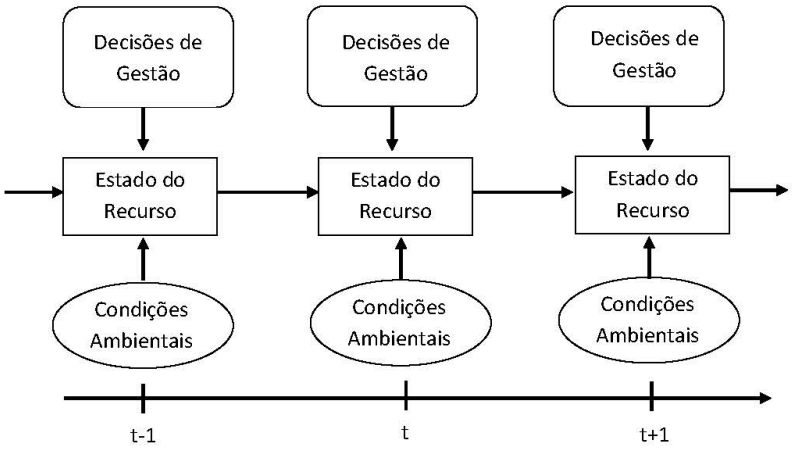
A tomada de decisão em recursos naturais caracteriza-se por múltiplos objetivos, sistema dinâmico e incertezas sobre as ações de gestão. Assim, a gestão envolve não só prever como o sistema deverá responder as ações, mas também

as opções disponíveis, os resultados desejados, os riscos a ser tolerado e a melhor forma de escolher entre um conjunto de alternativas (WILLIAMS et al. 2009). Diante da complexidade que envolve a tomada de decisão e a necessidade de se adaptar as condições do clima futuro, é importante identificar estratégias que apresentem um bom desempenho, não necessariamente o ótimo, sobre uma gama de condições sociais, ambientais e climáticas ao invés de definir apenas um conjunto de metas.

A GA está moldada dentro do contexto da tomada de decisão estruturada. Nesse contexto as principais características são (WILLIAMS et al. 2009): (a) envolvimento das partes interessadas na tomada de decisão, (b) identificar o problema a ser resolvido, (c) especificar os objetivos e compromissos que capturam os valores das partes interessadas, (d) identificar as várias alternativas de decisão, (e) especificar suposições sobre estruturas de recursos e funções, (f) projetar as consequências de ações, (g) identificar as principais incertezas, (h) tolerância a riscos e (i) contabilizar as diretrizes legais e restrições, além dos impactos futuros das decisões do presente.

A GA usa as principais características da tomada de decisão estruturada para superar a inércia da gestão e mediar vários interesses das partes envolvidas. A principal diferença entre a tomada de decisão estruturada e a GA é que na segunda existe um fluxo de informações entre os participantes que possibilita a aprendizagem sobre a dinâmica do sistema através das ações de gestão. Como o estado dos recursos naturais depende das decisões e das condições ambientais em cada passo de tempo (Figura 1) esta condição gera oportunidade para melhorar o sistema de gestão através do processo de aprendizagem (WILLIAMS, 2011).

Figura 1 - Dinâmica do sistema de recursos naturais com mudanças influenciadas pelas condições ambientais e ações de gestão.



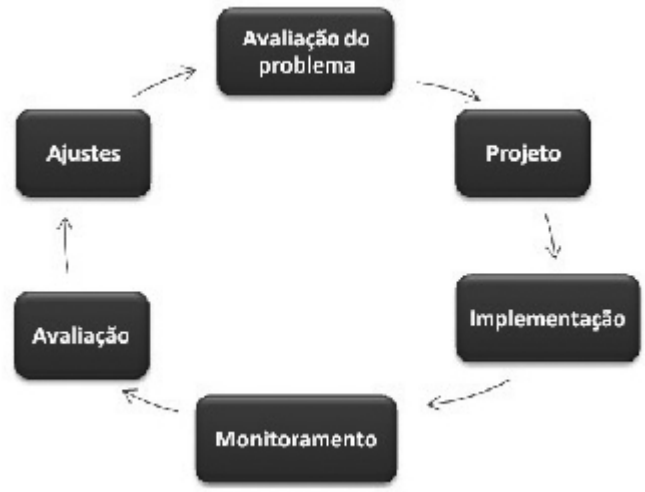
Fonte: WILLIAMS (2011b)

A GA é um processo contínuo que combina avaliação com ações de gestão com o objetivo de aprender sobre a complexidade e a dinâmica do sistema, bem como alcançar objetivos sociais. Geralmente as ações de gestão são avaliadas através de indicadores em um processo que promove o aprendizado. Assim a GA se desenvolve como um processo interativo entre a compreensão, avaliação e funcionamento do sistema e as metas de gestão (GUNDERSON, 2015).

O diagrama circular apresentado na figura 2 (WILLIAMS; SZARO; SHAPIRO, 2009) é um resumo do diagrama original de Holling (1978) e representa o processo contínuo da GA. O passo inicial é a avaliação e definição do problema, seguido pelo projeto, implementação, monitoramento, avaliação dos resultados, ajustes (ajuste das ações de gestão).

Williams (2011b) descreve duas fases, chamadas de fase deliberativa e fase interativa. Na fase deliberativa (ou de configuração) envolve o enquadramento do problema com o envolvimento dos participantes, objetivos, alternativas de gestão, modelos e planos de monitoramento. A fase interativa usa os elementos da fase deliberativa em um ciclo contínuo de aprendizagem sobre as estruturas e funções do sistema.

Figura 2 - Ciclo da gestão adaptativa.



Fonte: adaptado de WILLIAMS; SZARO; SHAPIRO, 2009.

O gerenciamento é baseado no que foi aprendido. Os componentes da fase interativa são a tomada de decisão/implementação, monitoramento e avaliação. Um resumo de cada componente é apresentado a seguir (Williams, 2011b):

- Envolvimento das partes interessadas: um grande esforço deve ser feito para identificar e engajar apropriadamente os participantes de forma

que todas as fases do processo de GA sejam acessíveis e transparentes a eles; os participantes devem se esforçar para decidir o escopo, objetivos e alternativas de gestão para aplicação da GA; as partes interessadas devem se comprometer com o processo de ajustes de estratégia de gestão ao longo do tempo com base no estado dos recursos e a aprendizagem; as organizações participantes devem ser incentivadas a dedicar tempo e energia para GA de recursos em longo prazo; as partes interessadas devem comprometer recursos para o monitoramento, avaliação e tomada de decisão.

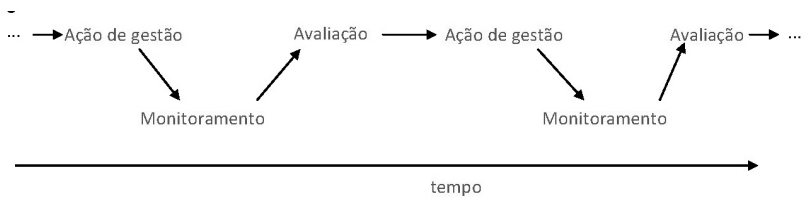
- Objetivos: os objetivos desempenham um papel crucial na avaliação do desempenho e precisam ser claros, mensurável e acordado no início; os objetivos precisam incorporar os valores sociais, econômico e ecológico dos participantes e refletir o valor da aprendizagem ao longo do tempo; para ser útil como guia para tomada de decisão e avaliação os objetivos devem ser específicos, sem ambiguidades, mensuráveis com dados de campo, orientado aos resultados e aplicável sobre o cronograma.
- Alternativas de gestão (hipóteses): ações alternativas geralmente focam em alterar a condição que se encontra os recursos ou nos processos; um conjunto de ações disponíveis deve ser projetado para promover a aprendizagem; as alternativas devem ser explicitas e documentadas e as partes envolvidas devem participar na identificação de alternativas.
- Modelos: modelos em GA devem caracterizar o comportamento do sistema e as respostas das ações de gestão; os modelos devem incorporar diferentes hipóteses sobre como o sistema funciona e como ele responde a gestão; os modelos devem capturar as incertezas chaves (ou divergências) sobre os processos dos recursos naturais e efeitos de gestão.
- Planos de monitoramento: o plano de monitoramento deve ser projetado para estimar o estado do sistema e outros atributos necessários para a tomada de decisão e avaliação; o plano deve promover aprendizado através da comparação das medições em relação às previsões dos modelos; o plano deve ser eficiente e ter custos mínimos.
- Tomada de decisão/implementação: a seleção das ações de gestão é feita a partir de um conjunto de alternativas possíveis; a seleção de uma ação de gestão é guiada por objetivos, que são usados para avaliar as alternativas e identificar a ação que melhor contribui para atingir os objetivos; a ação mais apropriada depende do estado dos recursos e o nível de compreensão da dinâmica dos recursos. O processo de gestão é ajustado ao longo do tempo de acordo com as mudanças nas condições dos recursos e na evolução do conhecimento.

- Monitoramento: o monitoramento tipicamente ocorre após ações de intervenções de gestão; o estado dos recursos e outros indicadores chave de impactos são estimados com dados de monitoramento; as estimativas baseadas em dados do monitoramento são usadas para avaliar o impacto da gestão e informar ao tomador de decisão sobre aspectos das decisões futuras; como a quantidade de dados proveniente do monitoramento aumenta ao longo de determinada aplicação, as informações sobre os processos do sistema também aumenta.
- Avaliação: avaliação inclui estimativa de parâmetros, comparação e priorização de alternativas de gestão; comparação de respostas previstas com as respostas reais que serão usadas para atualizar a compreensão dos impactos de gestão; comparação e ranking de resultados previstos para alternativas de gestão que será utilizado na seleção de ações de gestão; comparação dos resultados desejados e reais que será usada para avaliar a eficácia da gestão.

Associado a cada passo da GA (figura 2) existem elementos ideais para o seu funcionamento que estão apresentados na tabela 1 (MURRAY; SMITH; MARMOREK, 2011).

Embora cada componente da GA ser descrito de forma sequencial, eles fazem parte de um ciclo iterativo que ao final de cada avaliação pode retornar a qualquer componente anterior. Especialmente, a fase interativa (tomada de decisão/implementação, monitoramento e avaliação) está contida em um laço (*loop*) de verificações. Assim, após decidir sobre as ações de gestão (tomada de decisão) os dados provenientes do monitoramento são usados para avaliar impactos e atualizar a compreensão da dinâmica do sistema (Figura 3). Este processo ocorre em círculos de aprendizagem que amplia o conhecimento sobre o sistema que temos (pois reconhece o estado atual dos recursos através da avaliação), o sistema que queremos ter (pois compartilha os objetivos entre as partes interessadas) e o sistema que podemos ter (pois reconhece o potencial e as limitações inerentes ao processo de gestão).

Figura 3 - Fase interativa da gestão adaptativa entre o monitoramento, avaliação e as ações de gestão.



Fonte: Williams, 2011b

Ocorrência de falhas em alguma das fases do ciclo de GA (Figura 2) pode comprometer as fases seguintes e, portanto, os objetivos do projeto de gestão ambiental. Para facilitar a avaliação do processo de GA e identificar as fases críticas do projeto, Chaffi e Gosnell (2015) propuseram um quadro conceitual (Tabela 2) que revisa cada fase do ciclo de gestão.

Tabela 1 - Condições ideais da GA em cada passo.

Passos do ciclo da GA	***Elementos ideais***
Avaliação do problema	a. Reconhecer claramente o estado da gestão, objetivos e metas
	b. Rever a existência de informação para identificar incertezas crítica e questões de gestão
	c. Construir modelos conceituais
	d. Articular hipóteses a ser testadas
	e. Explorar ações alternativas de gestão
	f. Identificar indicadores mensuráveis
	g. Identificar limites espaciais e temporais
	h. Explicitar as premissas de estado
	i. Definir antecipadamente como o que será aprendido poderá ser usado
	j. Envolver as partes interessadas, como os cientistas e gestores.
Projeto	a. Uso da gestão adaptativa ativa
	b. Quando e onde possível, incluir contrastes, replicações e controles
	c. Obter consultoria estatística com base na análise de dados existentes
	d. Prever os resultados esperados e o nível de riscos envolvidos
	e. Considerar os próximos passos sob resultados alternativos
	f. Desenvolver um plano de gestão de dados
	g. Desenvolver um plano de monitoramento
	h. Desenvolver um plano formal de gestão adaptativa para todos os passos seguintes
	i. Revisão por pares do projeto
	j. Obter financiamento seguro
	k. Envolver as partes interessadas

Implementação	a. Implementar diferente intervenções de gestão
	b. Implementar como projetado (ou documentar as mudanças inevitáveis)
	c. Monitorar a implementação
Monitoramento	a. Implementar o plano de monitoramento como foi concebido
	b. Garantir um cenário base (*baseline*) antes do monitoramento
	c. Garantir a eficácia da validação do monitoramento
Avaliação	a. Comparar os resultados do monitoramento com os resultados previstos
	b. Comparar os resultados do monitoramento com premissas, incertezas críticas e hipóteses
	c. Comparar os resultados atuais com as previsões de modelos
	d. Receber consultoria estatística ou análises
	e. Fazer análise de dados e manter-se na produção de dados de monitoramento
Ajuste	a. O aprendizado obtido deve ser documentado
	b. Comunicar o que foi aprendido para os tomadores de decisão e os outros participantes
	c. Ações ou instrumentos de gestão devem mudar em função do que foi aprendido

Fonte: MURRAY; SMITH; MARMOREK, 2011

Tabela 2 - Quadro conceitual para avaliação do ciclo de gestão adaptativa.

Fases do ciclo de GA	***Revisão qualitativa***	***Revisão quantitativa***	***Revisão externa por pares (peer-review)***
Avaliação do problema	Todos os participantes relevantes estão envolvidos ou engajados? Existe um cenário base (*baseline*) com informações claras e abrangentes?	Mapeamento das partes interessadas; mapa de cenário de gestão para determinar os indivíduos e grupos que possam ser afetados por uma decisão de gestão; informar mapa através de entrevistas e/ou análise espacial.	Revisar os dados básicos ecológicos dos cenários de gestão.

Projeto	Os objetivos foram explícitos, priorizados, compartilhados e mensuráveis? As alternativas de gestão são hipóteses testáveis?	Visão pública e das partes envolvidas dos objetivos; modelo alternativo de gestão para determinar os resultados potenciais; desenvolver indicadores mensuráveis para medir o progresso em direção as metas.	Revisar os modelos usados.
Implement.	O programa se transformou em ação? Os experimentos foram realizados com o rigor do método científico?	Contabilizar a quantidade e duração dos experimentos finalizados. Qual é a quantidade de financiamento comprometido com políticas experimentais?	Rever os procedimentos para implementação das políticas como experimentos. Existiu um controle, eles foram replicados?
Monitoram.	Quem é responsável pelo monitoramento? Existem benefícios ou perigos na responsabilidade conjunta do monitoramento? Existe financiamento garantido para todo o cronograma de monitoramento?	Determinar a consistência do programa de monitoramento incluindo a supervisão da agência, financiamento e qualquer interrupção durante o acompanhamento.	Revisão dos procedimentos de monitoramento. Eram as melhores práticas possíveis para a duração de tempo?

Avaliação	Alguma nova informação foi aprendida? Os resultados correspondem ao previsto?	Quantificar as novas informações aprendidas. Integrar em modelos. Quantitativamente compare dados observados com dados previstos.	Rever os dados coletados para garantir interpretações precisas.
Ajustes	Os ajustes feitos nos experimentos (políticas de gestão) foram à luz de novas informações aprendidas? Os objetivos propostos ainda fazem sentido considerando os novos conhecimentos ou devem ser ajustados?	Mensurar o número e tamanho dos ajustes feitos nas políticas de gestão.	Rever os ajustes das políticas de gestão como interpretações precisas do monitoramento, bem como as iterações do ciclo de GA.

Fonte: CHAFFI; GOSNELL, 2015

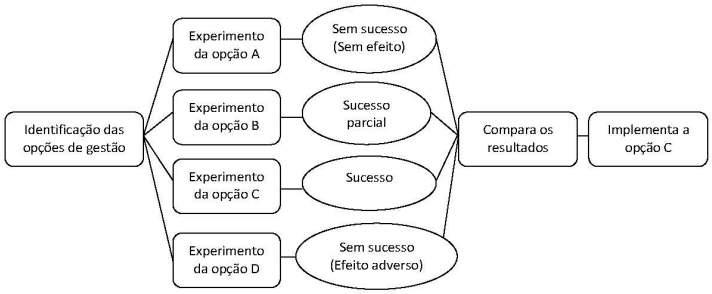
O quadro conceitual da tabela 2 sugere três tipos de revisão: (a) revisão qualitativa, que inclui perguntas para descrever e comparar detalhes do projeto (perguntas qualitativas); (b) revisão quantitativa, que inclui métricas para medir o grau relativo da fase de conclusão (perguntas quantitativas) e (c) revisão de como e o que deve ser revisto com ajuda de especialistas externos (revisão externa por pares, *"peer-review"*).

Johnson (1999) resume que o processo de GA nas agências de gestão tipicamente começa com a reunião das partes interessadas em oficinas (*workshops*) para discutir o problema de gestão e dos dados disponíveis e em seguida o desenvolvimento de modelos conceituais que expressem o entendimento coletivo dos participantes de como o sistema funciona. Os modelos são usados para avaliar a significância da ausência de dados, incertezas e prever os efeitos das ações de gestão.

Os participantes desenvolvem um projeto de gestão que é constantemente atualizado com os dados obtidos do monitoramento. Na gestão adaptativa ativa (Figura 4A) diversos experimentos de gestão são realizados e comparados simultaneamente, enquanto que na gestão adaptativa passiva (Figura 4B) uma única opção de gestão é testada e avaliada por vez (Allen et al., 2011).

Figura 4 - Processo de identificação e implementação das opções de gestão na GA ativa e passiva.

A.



B.

Fonte: adaptado de Allen et al., 2011.

Destacamos que a GA não é uma solução adequada para todos os problemas ambientais, ou uma panaceia (PAHL-WOSTL et al. 2012; GARMESTANI; BENSON, 2013). No entanto, em problemas ambientais complexos, de grande escala e com grandes incertezas, reconhecemos também que é impossível gerenciar com modelos tradicionais de gestão que se baseiam em um único estado de equilíbrio (CADDY, 1996).

Assim definir o uso apropriado da GA como ferramenta de gestão e de tomada de decisão é um ponto importante. Allen e Gunderson (2011) afirmam que em situações em que as informações disponíveis apresentam grandes incertezas e quando os recursos são suficientes para a realização e avaliação de experimentos, a GA poderá ser útil.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As mudanças e as crises ambientais das últimas décadas, como as mudanças climáticas (IPCC, 2014), redução da biodiversidade (MEA, 2005) e a exploração excessiva dos recursos naturais (ROCKSTRÖM et al. 2009a), ampliaram os desafios da gestão ambiental. O pressuposto tradicional de um futuro previsível e estável foi substituído por futuros incertos, surpresas e com diversos estados de estabilidades.

Nesse contexto, é necessário que os sistemas socioecológicos, a exemplo dos recursos hídricos, tenham a capacidade de suportar perturbações ou estresses, se adapte as novas condições ou mude de estado após crises. Em outras palavras o mundo atual e o futuro requerem sistemas resilientes em detrimento da eficiência.

Sistemas resilientes deve apresentar alta capacidade adaptativa e baixa vulnerabilidade possibilitando persistir, se adaptar e se transformar. Tais configurações dos sistemas é uma maneira de estar preparado para as mudanças e surpresas.

A manutenção ou construção da resiliência exige modelos de gestão flexíveis e abertos para aprendizagem. Tais modelos fazem oposição a rigidez de modelos tradicionais de gestão que geralmente utilizam mecanismos de comando e controle, apresentam decisões irreversíveis e estratégias fixas.

A gestão adaptativa se apresenta como uma metodologia promissora para gestão da resiliência sob condições de incertezas e com foco no processo de aprendizagem. Essa metodologia investiga a dinâmica dos sistemas de recursos naturais através de experimentos de gestão que possibilitam ampliar o aprendizado com a incorporação de novos conhecimentos.

Embora a gestão adaptativa apresente diversas aplicações (McFadden et al. 2011) e casos de sucessos (GCDAMP, 2010; Chaffi; Gosnell, 2015; RECOVER, 2011) existem muitas barreiras e desafios que precisam ser vencidos. Tais desafios ou barreiras incluem; ambiente institucional, social e político desfavorável, necessidade de adaptações no arcabouço jurídico (GARMESTANI; BENSON, 2013), necessidade de monitoramento e avaliação de longo prazo, falta de financiamento das ações, falta de colaboração entre agências de gestão e dos atores envolvidos, necessidade de inclusão do conhecimento de múltiplas fontes e o uso de diversos modelos, entre outros.

Para evitar falhas na implementação da gestão adaptativa, este capítulo apresentou os elementos ideais para o seu funcionamento e um quadro conceitual para avaliação de cada etapa do ciclo de gestão. Também foi apresentada a fundamentação teórica da teoria da resiliência ecológica, os princípios básicos para construção da resiliência e as vantagens do modelo de gestão adaptativa que considera os limites dos recursos disponíveis, os estados de estabilidade ou regimes e a possibilidade de colapso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, C. R.; FONTAINE, J. J.; POPE, K. L.; GARMESTANI, A. S. Adaptive management for a turbulent future. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1339–1345, 2011.

ALLEN, C. R.; GUNDERSON, L. H. Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1379–1384, 2011.

BARNETT, J.; S. O'NEILL. Maladaptation. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 2, p. 211-213, 2010.

BECK, U. **Sociedade de risco: rumo a uma outra modernidade**. São Paulo: Ed. 34, 2010.

BERKES, F.; COLDING J.; C. FOLKE (eds.). **Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change.** Cambridge University Press, Cambridge, MA., 2003.

BIGGS, R, M SCHLÜTER, D BIGGS, EL BOHENSKY, S BURNSILVER, G CUNDILL, V DAKOS, T DAW, L EVANS, K KOTSCHY, A LEITCH, C MEEK, A QUINLAN, C RAUDSEPP-HEARNE, M ROBARDS, ML SCHOON, L SCHULTZ, PC WEST. Towards principles for enhancing the resilience of ecosystem services. **Annual Review of Environment and Resources**, v.37, p.421-448. 2012.

BIGGS, R. M.; SCHLÜTER, M.L. SCHOON (eds). **Principles for Building Resilience - Sustaining Ecosystem Services**. *In*: Social-Ecological Systems. Cambridge University Press. 2015.

BLACKMORE, C.; ISON, R.; JIGGINS, J. Social learning: an alternative policy instrument for managing in the context of Europe's water. **Environmental Science and Policy**, v. 10, n. 6, p. 493–498, 2007.

CADDY, J. F. Regime shifts and paradigm changes: is there still a place for equilibrium thinking? **Fisheries Research**, v.25, 1996, p.219–230.

CARLSON, J. M.; J. DOYLE. Complexity and robustness. **Proceedings of the National Academy of Science.** v. 99, n. suppl 1, p. 2538-2545, 2002.

CHAFFIN, B. C.; GOSNELL, H. Measuring Success of Adaptive Management Projects. **In: Adaptive Management of Social-Ecological Systems.** Springer Netherlands, 2015. p. 85-105.

CHEN, J.; BRISSETTE, F. P.; LECONTE, R. Uncertainty of downscaling method in quantifying the impact of climate change on hydrology. **Journal of Hydrology**, 401(3-4), 190-202. 2011.

DESSAI, S.; HULME, M. Assessing the robustness of adaptation decisions to climate change uncertainties: A case study on water resources management in the East of England. **Global Environmental Change**, 17(1), 59-72. 2007.

DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. C. The Struggle to Govern the Commons. **Science**, v. 302, n. 5652, p. 1907–1912, 2003.

ELLIS, E. C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. **Phil. Trans. R. Soc.** v.369, 2011.

ENGLE, N. L.; JOHNS, O. R.; LEMOS, M.; NELSON, D. R. Integrated and adaptive management of water resources: tensions, legacies, and the next best thing. **Ecology and Society**, v.16, n.1, p.19. 2011.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T., GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. **AMBIO: A journal of the**

human environment, v. 31, n. 5, p. 437-440, 2002.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 35, pp. 557-581. 2004.

FOLKE C, COLDING J, BERKES F. 2003. Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems. In: Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 352–87

FOLKE, C.; HAHN, T.; OLSSON, P.; NORBERG, J. Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 441–473, 2005.

FOLKE, C.; JANSSON, Å.; ROCKSTRÖM, J. et al. Reconnecting to the biosphere. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, 40, p.719–738. 2011.

GALAZ, V.; OLSSON, P.; HAHN, T.; FOLKE, C.; SVEDIN, U. The Problem of Fit between Ecosystems and Governance Systems – Insights and Emerging Challenges. **Institutions and Environmental Change: Principal Findings, Applications, and Research Frontiers**, n. October 2015, p. 147–186, 2008.

GARCÍA, L.E.; J.H. MATTHEWS; D.J. RODRIGUEZ, M. WIJNEN, K.N. DIFRANCESCO, P. RAY. Beyond Downscaling: A Bottom-Up Approach to Climate Adaptation for Water Resources Management. **AGWA Report 01**. Washington, DC: World Bank Group. 2014.

GARMESTANI, A. S.; BENSON, M. H. A Framework for Resilience-based Governance of Social-Ecological Systems. **Ecology and Society**, v. 18, n. 1, p. art9, 2013.

GARMESTANI, A. S.; BENSON, M. H. A framework for resilience-based governance of social-ecological systems. **Ecology and Society 18**(1): 9. 2013.

GCDAMP (Glen Canyon Dam Adeaptive Management Program). Adaptive management program purpose and goals. Glen Canyon Dam Adaptive Management Program: http://www.gcdamp.gov/fs/amp_pg.pdf. 2010. Acessado em setembro de 2015.

GIDDENS, A. **A política da mudança climática**. Zahar, 2010.

GLEICK, P. H. A look at twenty-first century water resources development. **Water International**, v.25, n. 1, p.127-138, 2000.

GLEICK, P.H. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. **Science**, v.302, p.1524–1528. 2003.

GUNDERSON L. H; HOLLING, C. S, (eds). **Panarchy: understanding transformations in human and natural systems.** Washington, DC: Island Press.

2002.

GUNDERSON, L. H. Ecological Resilience - in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.31, p.425-439, 2000.

GWP - Global Water Partnership. Climate Change Adaptation and Integrated Water Resources Management – An Overview. **Technical Committee Policy Brief 5.** 2007.

HALLEGATTE, S., Strategies to adapt to an uncertain climate change. **Global Environmental Change,** v. 19, n. 2, p. 240-247, 2009.

HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. **Water resources research,** v. 18, n. 1, p. 14-20, 1982.

HAWKINS, E.; SUTTON, R. The potential to narrow uncertainty in projections of regional precipitation change. **Climate Dynamics**, v.37, n.1-2, p.407-418, 2011.

HOLLING, C. S. **Adaptive environmental assessment and management**. [s.l.] John Wiley & Sons, 1978.

HOLLING, C. S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p.390-405, 2001.

HOLLING, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics,** p.1-23, 1973.

HOLLING, C. S.; MEFFE, G. K. Command and control and the pathology of natural resource management. **Conservation biology**, v. 10, n. 2, p. 328-337, 1996.

HUNTJENS, P.; LEBEL, L.; PAHL-WOSTL, C.; CAMKIN, J.; SCHULZE, R.; KRANZ, N. Institutional design propositions for the governance of adaptation to climate change in the water sector. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 67–81, 2012.

IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535pp, 2013. doi:10.1017/CBO9781107415324.

IPCC. Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCra-

cken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32. 2014.

JOHNSON, B. L. The role of adaptive management as an operational approach for resource management agencies. **Conservation Ecology**, v. 3, n. 2, p. 8, 1999.

JONES, R. N. Managing uncertainty in climate change projections–issues for impact assessment. **Climatic change**, v. 45, n. 3-4, p. 403-419, 2000.

KOSHIDA, G. Climate change: Practising adaptive management for sustainability of Canadian water resources. Rational and Sustainable Development of Water Resources, vol. I e II. Cambridge: Canadian Water Resources Assoc., p.103-111. 1996.

LANDETA, J. Current validity of the Delphi method in social sciences. **Technological Forecasting and Social Change**. v. 73, n. 5, p. 467-482, 2006.

LANGSDALE, S., Communication of climate change uncertainty to stakeholders using the scenario approach. **Journal of Contemporary Water Research and Education**, v.140, p.24–29. 2008.

LEMOS, M. C. Usable climate knowledge for adaptive and co-managed water governance. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.12, p.48–52. 2015.

LEMPERT, R. J.; SCHLESINGER, M. E. Robust strategies for abating climate change. **Climatic Change**, v. 45, n. 3, p. 387-401, 2000.

LEVIN, S. **Fragile dominion: Complexity and the commons**. Reading: Perseus Books. 1999.

LINS, H.. F.; COHN, T. A. Stationarity: wanted dead or alive? **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA).** v.47, n.3. p.475-480. 2011.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E.; STEDINGER, J. R.; DIJKMAN, J. P. M.; VILLARS, M. T. **Water resources systems planning and management and applications: an introduction to methods, models and applications**. [s.l.] UNESCO PUBLISHING, 2005. v. 51

MCFADDEN, J. E.; HILLER, T. L.; TYRE, A. J. Evaluating the efficacy of adaptive management approaches: Is there a formula for success? **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1354–1359, 2011.

MCGINNIS, M. Polycentric Governance and Development. **Ann Arbor, MI: Univ. Michigan Press**. 2000.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington DC: Island Press. 2005.

MELIS, T. S.; WALTERS, C. J.; KORMAN, J. Surprise and Opportunity for Learning in Grand Canyon: the Glen Canyon Dam Adaptive Management Program. **Ecology and Society**, v. 20, n. 3, 2015.

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J. Stationarity is Dead: Whither Water Management. **Science,** v.319, p.573-574. 2008.

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J.; DETTINGER, M. D.; KRYSANOVA, V. On Critiques of "Stationarity is Dead: Whither Water Management?". **Water Resources Research**, v. 51, n. 9, p. 7785-7789, 2015.

MURRAY, C.; SMITH, C.; MARMOREK, D. Middle Rio Grande endangered species Collaborative Program Adaptive Management plan Version 1. Prepared by ESSA Technologies Ltd. (Vancouver, BC) and Headwaters Corporation (Kearney, NE) for the Middle Rio Grande Endangered Species Collaborative Program, Albuquerque. 108 p. 2011.

MYSIAK, J; HENRIKSON, H. J.; SULLIVAN, C.; BROMLYEY, J.; PAHL-WOSTL, C. (eds). **The adaptive water resource management handbook**. Earthscan, London/Sterling. 2010.

OLSSON, P.; GUNDERSON, L. H.; CARPENTER, S. R.; RYAN, P.; LEBEL, L.; FOLKE, C.; HOLLING, C. S. Shooting the Rapids: Navigating Transitions to Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. 18, 2006.

OSTROM, E. **Understanding institutional diversity.** Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 2005.

PAHL-WOSTL, C. A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 3, p. 354–365, 2009. PAHL-WOSTL, C. Requirements for Adaptive Water Management. **Water**, n. Lid, p. 1–22, 2007.

PAHL-WOSTL, C. Requirements for Adaptive Water Management. In: **Adaptive and integrated water management**. Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 1-22. n. Lid, p. 1–22.

PAHL-WOSTL, C.; HOLTZ, G.; KASTENS, B.; KNIEPER, C. Analyzing complex water governance regimes: the Management and Transition Framework. **Environmental Science & Policy**, v. 13, n. 7, p. 571–581, 2010.

PAHL-WOSTL, C.; LEBEL, L.; KNIEPER, C.; NIKITINA, E. From applying panaceas to mastering complexity: toward adaptive water governance in river basins. **Environment alscience & policy**, v.23, p.24–34. 2012.

POLASKY, S.; CARPENTER, S. R.; FOLKE, C.; KEELER, B. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. Trends in ecology & evolution, v. 26, n. 8, p. 398-404, 2011.

RECOVER. **Adaptive management integration guide: the Comprehensive**

Everglades Restoration Plan. Restoration Coordination and Verification, c/o U.S. Army Corps of Engineers, Jacksonville, Florida, USA, and South Florida Water Management District, West Palm Beach, Florida, USA. 2011.

REED, M. S.; A. C. EVELY, G. CUNDILL, I. FAZEY, J. GLASS, A. LAING, J. NEWIG, B. PARRISH, C. PRELL, C. RAYMOND, L. C. STRINGER. 2010. What is social learning? **Ecology and Society,** v.15, n.4, 2010.

RESILIENCE ALLIANCE. **Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners.** Version 2.0. 2010.

ROCKSTRÖM, J., W. STEFFEN, K. NOONE, Å. PERSSON, F. S. CHAPIN, III, E. LAMBIN, T. M. LENTON, M. SCHEFFER, C. FOLKE, H. SCHELLNHUBER, B. NYKVIST, C. A. DE WIT, T. HUGHES, S. VAN DER LEEUW, H. RODHE, S. SÖRLIN, P. K. SNYDER, R. COSTANZA, U. SVEDIN, M. FALKENMARK, L. KARLBERG, R. W. CORELL, V. J. FABRY, J. HANSEN, B. WALKER, D. LIVERMAN, K. RICHARDSON, P. CRUTZEN, J. FOLEY. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society,** v.14, n.2, p.32. 2009a.

ROCKSTRÖM, J.; FALKENMARK, M.; FOLKE, C.; LANNERSTAD, M.; BARRON, J.; ENFORS, E.; GORDON, L.; HEINKE, J.; HOFF, H.; PAHL-WOSTL, C. **Water resilience for human prosperity**. Cambridge University. Press, New York. 292 pp. 2014.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S.; LAMBIN, E. F.; LENTON, T. M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C. et al. A safe operating space for humanity. **Nature,** v. 461, n. 7263, p. 472-475, 2009b.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos,** v.98, p.156–62. 2002.

SCHEFFER, M. **Critical transitions in nature and society**. Princeton University Press, 2009.

SCHEFFER, M.; BASCOMPTE, J.; BROCK, W. a; BROVKIN, V.; CARPENTER, S. R.; DAKOS, V.; HELD, H.; VAN NES, E. H.; RIETKERK, M.; SUGIHARA, G. Early-warning signals for critical transitions. **Nature**, v. 461, n. 7260, p. 53–59, 2009.

STAKHIV, E. Z. Pragmatic Approaches for Water Management Under Climate Change Uncertainty. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v.47, n.6, p.83–96. 2011.

STEFFEN, W., SANDERSON, R.A., TYSON, P.D., JÄGER, J., MATSON, P.A., MOORE III, B., OLDFIELD, F., RICHARDSON, K., SCHELLNHUBER, H.J.,TURNER, B.L., WASSON, R.J. **Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure**, Springer, Berlin. 2004.

STIRLING, A. A general framework for analysing diversity in science, technology

and society. **Journal of the Royal Society Interface,** v. 4, n. 15, p. 707-719, 2007.

STRINGER, L. C., DOUGILL AJ, FRASER E, HUBACEK K, PRELL C, REED MS. Unpacking "participation" in the adaptive management of social-ecological systems: a critical review. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, p. 39, 2006.

TIPPETT, J.; SEARLE, B.; PAHL-WOSTL, C.; REES, Y. Social learning in public participation in river basin management—early findings from HarmoniCOP European case studies. **Environmental Science & Policy**, v. 8, n. 3, p. 287–299, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T.. **Limnology.** 1ª. ed. Londres: CRC, Taylor&Frances, v. 01. 863 p. 2012.

UN-WATER. policy brief Climate Change Adaptation: The Pivotal Role of Water. 2010. Executive Summary. Disponível em: http://www.unwater.org/downloads/

WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; TROCH, P. A.; MCGLYNN, B. L.; HARMAN, C. J.; GUPTA, H. V.; KUMAR, P.; RAO, P. S. C.; BASU, N. B.; WILSON, J. S. The future of hydrology: An evolving science for a changing world. **Water Resources Research**, v. 46, n. 5, 2010.

WALKER, B., HOLLING, C. S., CARPENTER, S. R., E KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. **Ecology and Society**, v.9, n. 2, p. 5, 2004.

WALTERS, C. J. **Adaptive management of renewable resources**. New York: Collier Macmillan, 1986.

WILBY, R. L.; DESSAI, S. Robust adaptation to climate change. **Weather**, v. 65, n. 7, p. 180-185, 2010.

WILLIAMS, B. K. Adaptive management of natural resources—framework and issues. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1346–1353, 2011.

WILLIAMS, B. K. Adaptive management of natural resources—framework and issues. **Journal of Environmental Management**, 92, 1346–1356. 2011b.

WILLIAMS, B. K., SZARO, R. C., & SHAPIRO, C. D. **Adaptive management: The U.S. Department of the Interior technical guide.** Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 2009.

ALOCAÇÃO DE ÁGUA – BASE CONCEITUAL

Samiria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A alocação de água configura-se como uma tomada de decisão no gerenciamento de recursos hídricos e se refere às regras e aos procedimentos por meio dos quais a distribuição da água é decidida para uso individual ou coletivo, em relação à sua disponibilidade (ROA-GARCÍA, 2014). É um processo que, em muitas vezes, tende a ser marcado por conflitos em virtude da escassez do próprio recurso (em termos de quantidade, qualidade, tempo de disponibilidade ou confiabilidade), que gera, muitas vezes, o desequilíbrio entre a oferta e a demanda.

Ela pode ocorrer de quatro formas: i) alocação entre usos ou intersetorial; ii) entre usuários ou intrasetorial; iii) intertemporal que estabelece a relação entre a alocação de curto prazo (enquanto a oferta é fixa) com o futuro próximo (intersazonal ou interanual) e deste com o futuro mais longínquo; iv) a alocação inter-regional ou interespacial (SOUZA FILHO, 2005).

No processo de alocação de água, inicialmente, é realizado o desenvolvimento de infraestrutura hídrica e a definição do planejamento é, portanto, como essa infraestrutura será utilizada. Ao longo do tempo, a demanda hídrica pode tornar-se superior ao total disponibilizado, mesmo com a nova infraestrutura. Além disso, uma consciência ambiental cresce, e vislumbra-se uma maior restrição na disponibilidade hídrica (SPEED *et al.*, 2013). Sob essas circunstâncias, as crises econômicas e ambientais podem ocorrer e o planejamento da alocação passa a ter um novo contexto que inclui a gestão da demanda e dos conflitos.

A gestão da demanda envolve todas as ações relacionadas aos usos econômicos e sociais da água e à sustentabilidade ambiental. Aspectos como a conservação da água (uso racional) e a flexibilidade dos usos são dimensões relevantes dessa gestão. Essa gestão é realizada por intermédio de instrumentos como a outorga e a cobrança. A gestão de conflito pelos usos da água tem sua necessidade em decorrência da escassez relativa dos recursos hídricos que gera disputas de interesses que necessitam ser administrados.

A abordagem sistêmica da alocação envolve significativa análise econômica, social, ambiental e avaliação de compensação entre usos competitivos. Assim, conforme Speed *et al.* (2013), um moderno processo de alocação de água é um exercício socioeconômico com base na hidrologia e na engenharia.

Segundo Souza Filho (2005), essa nova abordagem possui uma dimensão natural (na disponibilidade hídrica e sustentabilidade dos ecossistemas), econômica (como insumo na produção), sociológica (no conflito entre os grupos sociais e regiões), jurídico-institucional (no direito de uso) e de política de desenvolvi-

mento. E sua tomada de decisão é subsidiada pela aplicação de diferentes mecanismos que afetam, de forma diferenciada, os usuários de água.

2. MECANISMOS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA

Basicamente, a alocação de água pode ser realizada por meio de quatro mecanismos: i) mecanismo administrativo; ii) preço baseado no custo marginal; iii) mercado da água e iv) conferência de consenso (DINNAR, 1997).

No mecanismo administrativo, o Poder Público é o responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos, definindo os volumes a serem utilizados, assim como sua distribuição entre os usuários do sistema. Esse é o mecanismo mais praticado ao longo dos anos em diversos países devido às características especiais da água que levam a falhas de mercado (WORLD BANK, 1993). Tem como fundamento o mecanismo de comando-e-controle que tem, como base, a distribuição de cotas do bem para os usuários, estabelecendo um sistema de direitos de uso.

No Brasil, a outorga de uso da água é o mecanismo administrativo que garante o direito de uso da água, por um prazo determinado, nas condições expressas pela Política Nacional dos Recursos Hídricos. Conforme o Artigo 11 da Lei 9.433 de 1997, "o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água". Desse modo, a outorga é uma autorização de uso pelo qual o Poder Público atribui a utilização exclusiva de um bem de seu domínio a um particular, para que o explore segundo sua destinação especifica (AQUINO et al., 2013).

Conforme Dinnar (1997), o mecanismo do preço baseado no custo marginal da última unidade de água suprida pressupõe que o preço e o custo marginal sejam iguais. Com isso, a alocação é economicamente eficiente evitando a tendência de subvaloração dos recursos. Considerando que o custo marginal variará com o tempo de avaliação e com a demanda, sua aplicação torna-se difícil.

Os mercados de água fazem parte de uma mudança de paradigma das políticas de água de muitos locais no Chile e nos Estados Unidos. A sua implementação tem sido promovida por importantes organizações internacionais como a Organizações das Nações Unidas, o Banco Mundial e a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (LE QUESNE *et al*, 2007).

A alocação via mercado tem por objetivo realocar água de usuários com menor capacidade de pagamento para usuários com maior capacidade de pagamento por curtos períodos, em anos de escassez, ou por longo prazo. Algumas vezes, o mercado requer intervenção ou controle estatal a fim de criar condições satisfatórias à sua ocorrência (DINNAR, 1997).

De acordo com Le Quesne *et al*. (2007), há uma grande variedade de mercados de água. Dentre eles têm-se os mercados de água abertos e os mercados

locais:

a. Mercados de água abertos – Nele, os direitos de água são negociados em um mercado livre, em geral, sem interferência ou controle administrativo; Eles se aproximam da venda de outros produtos e serviços na economia de mercado como, por exemplo, a venda de terras;
b. Mercados locais – São utilizados para negociar a água temporariamente, sendo importantes para permitir a flexibilidade nos sistemas de recursos hídricos. Esse é o tipo mais comum de mercado de água.

Campos *et al.* (2002) relatam a existência de três condições necessárias para aplicação do mercado de água:

i. A legislação deve permitir ao titular do uso o direito de transferi-lo;
ii. Os sistemas hídricos devem ser organizados, permitindo-se a alocação e realocação e exercendo o controle por meio da outorga;
iii. As transferências permanentes devem ser informadas e avaliadas pelo órgão gestor, que deverá emitir nova outorga para o novo usuário.

A conferência de consensos consiste na negociação política do uso da água entre a sociedade civil, usuários e poder público. Esse mecanismo incorpora dois conceitos base: i) a arbitragem de conflito como forma de integração social e ii) a ampliação da democracia no interior da sociedade, como forma de gerenciamento de conflitos. Esses dois conceitos são a base sociológica que legitima esse mecanismo de alocação de recursos (DINNAR, 1997).

Na literatura, existem outras categorizações de mecanismos de alocação. Por exemplo, Sales (1999) enuncia três tipos racionais de modelos de alocação de água: centralismo administrativo, mercado de água e alocação via negociação. O fundamental é que os tomadores de decisão, além de terem acesso aos diversos mecanismos existentes, possam adaptá-los à realidade de cada local e aos objetivos da política de recursos hídricos desenvolvida nele.

3. ECONOMIA E ALOCAÇÃO DE ÁGUA

A integração entre aspectos hidrológicos e a economia tem ocorrido, em geral, por intermédio do desenvolvimento de modelos hidroeconômicos. Esses modelos assentam-se sobre uma plataforma conceitual (GISSER; MERCADO, 1972; NOEL *et al*. 1980) em que a água é alocada e gerida de forma a maximizar benefícios derivados de curvas econômicas de demanda de água.

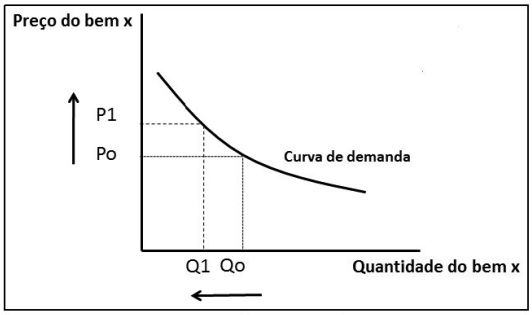
A demanda pode ser definida como a quantidade de certo bem ou serviço que os consumidores desejam adquirir em determinado período de tempo. Essa procura depende de variáveis que influenciam a escolha do consumidor, são elas: o preço do bem ou serviço, o preço dos outros bens, a renda do consumidor e o gosto ou preferência do indivíduo. Para se estudar a influência isolada dessas variáveis, utiliza-se a hipótese do *coeteris paribus*, ou seja, considera-se cada uma

dessas variáveis afetando separadamente as decisões do consumidor (TAVARES; GIMENES, 2012).

De acordo com a teoria elementar da demanda, a quantidade demandada de certo bem ou serviço varia inversamente a seu preço, permanecendo constantes a renda disponível do consumidor e o preço dos demais bens (*coeteris paribus).* Assim, toda vez que o preço do bem sobe, a quantidade demandada cai, e vice-versa. Na Figura 01, cada ponto da curva de demanda representa a quantidade total de bens ou serviços que os consumidores decidiram comprar a um determinado preço.

Harou *et al.* (2009) expõem que a curva de demanda de água representa a disposição a pagar do consumidor para diferentes quantidades de água. A disposição a pagar está essencialmente relacionada com as preferências dos consumidores.

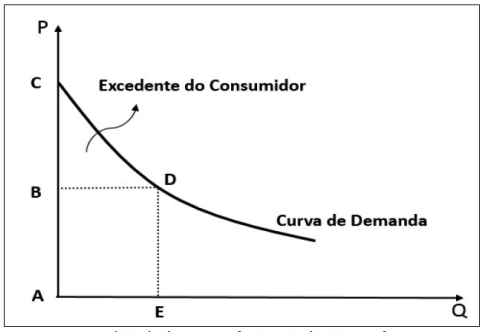
Figura 1 - Curva de demanda de um bem x em condições *coeteris paribus*.



Fonte: Elaboração própria.

Com a curva de demanda, é possível quantificar o valor de mercado (ABDE na Figura 2) e o excedente do consumidor (BCD na Figura 2), ou o utilitário adicional adquirido pelos consumidores acima do preço pago. Na Figura 2, o eixo y é o preço unitário e o eixo x é a quantidade de água disponível. A inclinação da curva indica o quanto um indivíduo está disposto a pagar por cada unidade extra do produto, ou seja, o benefício marginal.

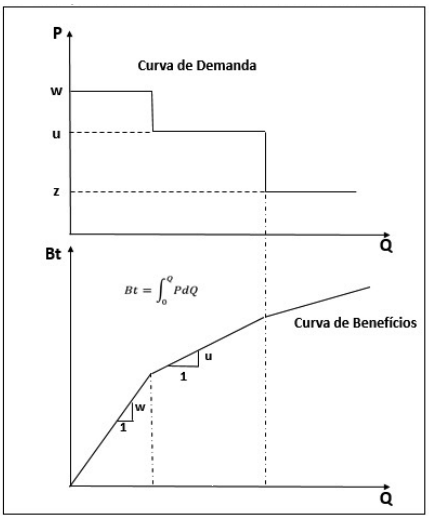
Figura 2 - Representação de uma curva de demanda de água



Fonte: Adaptado de Bear *et al.* 1964 apud Harou *et al.* 2009.

A soma do valor de mercado com o excedente do consumidor representa os benefícios econômicos brutos da alocação de água que podem ser obtidos integrando a curva de demanda de água (Figura 3). A função de benefício gerada com essa integração apresenta retornos marginais decrescentes, isto é, a taxa de benefício diminui à medida que aumenta a quantidade de água.

Figura 3 - Relação entre a curva de demanda e os benefícios econômicos.



Fonte: Adaptado de Bear *et al*. 1964 apud Harou *et al.* 2009.

A teoria elementar da demanda parte do princípio de que quanto maior for o preço do bem, menos unidades serão compradas, por duas razões importantes: porque isso aumenta o custo do consumo e o seu custo de oportunidade.

Para Hall e Lieberman (2003), o conceito de custo de oportunidade é usado para se referir ao valor de um recurso em seu melhor uso alternativo, isto é, refere-se ao valor da melhor alternativa sacrificada quando da prática de outra ação. Para um indivíduo, ele decorre da escassez de tempo ou dinheiro. Para a sociedade, ele surge da escassez dos recursos sociais.

Na alocação de água, considera-se em termos de uma mudança na margem, ou seja, o custo marginal de oportunidade, porque as decisões de gestão geralmente implicam mudanças relativamente pequenas no uso dos recursos hídricos (FAO, 2004).

Conforme a FAO (2004), o custo de oportunidade marginal é uma ferramenta importante e útil para conceituar e medir os efeitos físicos do esgotamento de recursos e a degradação em termos econômicos. Ele busca medir o custo social total de uma opção/ação ou política que emprega um recurso natural como a água. Assim, ele compõe-se dos custos econômicos diretos de captação de água (tais como os custos de mão-de- obra, equipamento) e dos custos externos que surgem a partir do uso da água.

No contexto da economia da alocação de água, um conceito relevante é o de escassez de água, isto é, quando a demanda excede a oferta hídrica. Isto porque quando a água é um recurso escasso, ela deve ser gerida e distribuída de forma eficiente, no sentido econômico. Para Moraes *et al*. (2009), além de uma alocação de água eficiente, é necessário distribuir o bem-estar entre todos os indivíduos e assegurar a sustentabilidade do recurso.

Dessa forma, a alocação de água deve ser realizada para cumprir alguns objetivos globais que podem ou não estar explícitos na legislação. Esses objetivos, que giram em torno dos pilares do desenvolvimento sustentável (LAYRARGUES, 1997), são: equidade, eficiência econômica e sustentabilidade.

- *Eficiência econômica*

A eficiência econômica pode ser dividida em dois componentes: eficiência produtiva e eficiência alocativa. O primeiro componente envolve a organização da produção para obter seu valor máximo com todos os recursos disponíveis (HALL; LIEBERMAN, 2003). A eficiência alocativa, foco desta seção, explora todas as possibilidades de ganhos entre agentes sociais e econômicos por intermédio de trocas de bens e serviços.

Uma alocação economicamente eficiente da água é desejável na medida em que maximiza o bem-estar que a sociedade obtém dos recursos hídricos disponíveis. Bem-estar, nesse contexto, refere-se ao bem-estar econômico da sociedade e é determinado pelo bem-estar agregado dos usuários de água (FAO, 2004).

Um critério utilizado na economia para julgar se a alocação do recurso é ou não eficiente é o ótimo de Pareto. Ele foi originalmente concebido como um critério de avaliação do bem-estar social. A aplicação do seu conceito inaugurou uma nova linha de pensamento e desencadeou importantes mudanças no estudo da economia. Ele enuncia que o bem-estar máximo de uma sociedade é alcançado quando não existir outro estado tal que seja possível aumentar o bem-estar de um indivíduo sem diminuir o bem-estar de outro (GARCIA, 1996). Ou seja, a alocação eficiente será aquela quando não existir mais trocas que possam aumentar o ganho de utilidade de um usuário sem diminuir a utilidade do outro (PINDYCK e RUBINFELD, 2005).

Ao longo dos anos, o conceito de Ótimo de Pareto foi ampliado, mudando sua perspectiva de análise e passou a ser denominado de "Pareto Potencial" ou critério de Kaldor-Hicks. Esse critério diz que uma mudança na alocação é considerada desejável se aqueles indivíduos que ganham com a mudança puderem compensar aqueles que perdem e ainda ser melhor do que eram anteriormente (FAO, 2004).

O critério de Kaldor-Hicks, diferentemente do "ótimo de Pareto", possibilita a existência de prejudicados, contudo é imprescindível que os ganhos sejam maiores que as perdas e aqueles "perdedores" tenham a possibilidade de serem

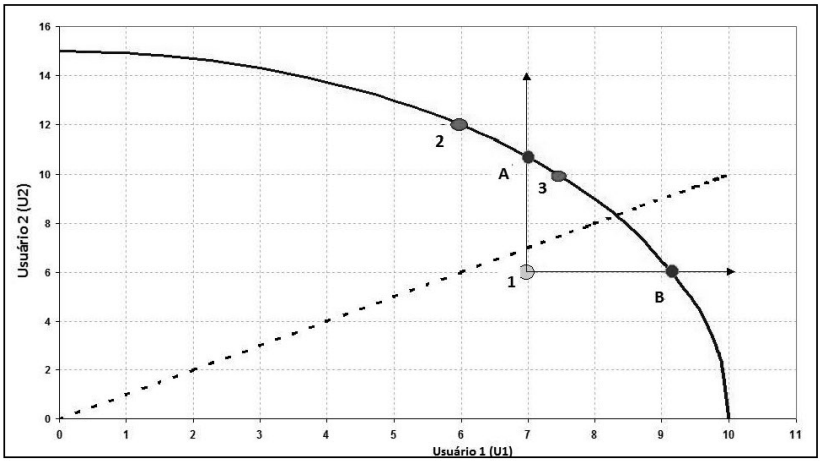
compensados suficientemente pelas perdas, mesmo que efetivamente não o sejam (POMPEU, 2005). Assim, esse critério aumenta a utilidade prática do conceito de eficiência de Pareto, viabilizando a sua aplicação ao caso concreto com o uso do princípio da compensação.

Souza Filho (2005) ilustra graficamente a distinção entre o critério de Pareto e de Kaldor-Hicks (Figura 4) no contexto da alocação de água. Ele supõe uma posição inicial (ou um ponto de desacordo) entre dois usuários de água: Ponto1 na Figura 4. O segmento de curva A-B mostra o conjunto das soluções de compromisso que satisfazem a eficiência de Pareto. O Ponto 3 é uma solução de compromisso que satisfaz a condição de eficiência de Pareto, onde se consegue melhorar a situação dos agentes sem piorar a situação de nenhum deles com relação à situação inicial Ponto 1. Observe que o Ponto 2 não satisfaz a condição de eficiência de Pareto, pois o agente 1 fica com condição pior que na situação inicial. Este ponto 2, porém, é um ótimo de Kaldor-Hicks, pois o usuário 2 ganharia seis (6) unidades e o usuário 1 perderia uma (1) unidade, podendo o usuário 2 compensar o usuário1 por sua perda e, ainda ficar em situação melhor. O ponto 2 também é uma melhoria de Kaldor-Hicks com relação ao ponto 3.

O princípio da compensação de Kaldor-Hicks também é base para a análise de benefício/custo que, é rotineiramente aplicada para orientar ações e investimentos públicos. Nessa análise, os benefícios englobam tudo o que representa aumento de bem-estar e os custos corresponde a tudo que o reduz (ROCHA; CASTRO, 2009).

Outro critério de eficiência econômica é a Melhoria de Marshall. Essa melhoria ocorre quando o valor líquido do benefício da mudança é positivo, isto é, o valor ganho com a troca é maior que o valor perdido na mesma.

Figura 4 - Critérios de Eficiência Econômica de Pareto e Kaldor-Hicks.



Fonte: Souza Filho (2005).

Para Johanson et al. (2002), a alocação eficiente de recursos hídricos é a que maximiza o benefício social líquido usando as tecnologias e o suprimento de água existente. *Em curto prazo*, a alocação eficiente maximiza benefícios líquidos sobre custos variáveis e resulta na equalização do benefício marginal para o uso dos recursos entre os setores de forma a maximizar o bem-estar social,

Porém, apesar de a eficiência econômica ser um fator importante, há outros critérios que os tomadores de decisão também precisam considerar tais como, a distribuição de custos e benefícios em toda a sociedade (equidade) e a sustentabilidade.

- *Equidade*

A equidade trata como a riqueza é distribuída na sociedade ou, mais especificamente, como se dá uma alocação justa entre os diferenciados setores usuários.

Na alocação de recursos escassos, duas teorias da justiça oferecem perspectivas úteis, são elas: a justiça distributiva e a justiça processual. A primeira tem por objetivo responder à questão de como a sociedade ou um grupo poderia alocar recursos escassos ou produtos entre indivíduos com necessidades ou reivindicações diferentes (SOUZA FILHO, 2005); a justiça processual aborda as regras de tomada de decisão utilizadas para determinar os resultados da distribuição (JOST; KAY, 2010).

A justiça distributiva para recursos prioritários, como a água, mostra que as sociedades priorizam alguns critérios de consideração da justiça, tais como a maximização da utilidade e a distribuição igualitária. Estes critérios foram desenvolvidos na Teoria da Justiça Utilitarista de Jeremy Bentham (1789) e na Teoria da Justiça de John Rawls (1971 e 2002).

Jeremy Bentham construiu o critério da Utilidade a partir da constatação de que as ações humanas são determinadas positivamente pela busca do prazer e negativamente pela fuga da dor. Além de considerar que o interesse comum é a soma dos anseios dos indivíduos que compõem o agrupamento social (ROSA, 2010).

Com isso, ele define que as escolhas sociais são construídas a partir de utilidades (felicidades e tristezas) individuais numa escala de utilidades sociais; construção realizada através da agregação dessas utilidades individuais. Esta agregação, por sua vez, pressupõe a comparação das utilidades (necessidades, gostos ou vontades) entre os indivíduos (SOUZA FILHO, 2005). Assim, a distribuição eticamente correta de recursos escassos para os utilitaristas é aquela que eleva ao máximo o grau de satisfação dos beneficiários.

Entretanto, com o surgimento da economia neoclássica, abandona-se a tentativa de medir diretamente o bem-estar social por meio da felicidade ou utilidade e adota-se o conceito de preferência. Nesse contexto, o critério de equidade é formulado como o critério de Kaldor-Hicks ou potencial de Pareto (descrito no

item anterior). Com base nesse critério, para alcançar a equidade, deve-se adotar uma política que aumente o bem-estar dos beneficiados em um montante superior à perda dos prejudicados (MARTINEZ, 2009). Em um sistema econômico, o critério de eficiência de Marshall ou Kaldor-Hicks, pode ser igualmente definido com a maximização do benefício líquido.

John Rawls, em 1971, reuniu uma série de conceitos de várias origens, inclusive do utilitarismo, e lançou a Teoria da Justiça com Equidade. Segundo Oliveira e Alves (2010), essa teoria não propõe a eliminação das diferenças em uma sociedade injustamente desigual, mas apresenta-se como uma referência na busca de uma ordem social mais justa, ou seja, capaz de articular as diferenças, amenizar as desigualdades e priorizar os anseios dos menos favorecidos. Para Souza Filho (2005), a justiça de Rawls estabelece que possa haver desigualdades entre os agentes desde que a desigualdade na alocação sirva para melhorar as condições do setor mais desfavorecido pela mesma.

Os principais conceitos utilizados por Rawls nessa teoria são: o estado da natureza da situação imaginária; o conceito de pacto ou de contrato (para escapar à barbárie, a humanidade teve de estabelecer um acordo político-social); a noção de "véu de ignorância" dos agentes que abstraem tudo que não seja o conhecimento imediatamente disponível, inclusive as condições econômicas, políticas e sociais e as antevisões sobre o futuro; e a concepção de que os agentes racionais decidem de acordo com os seus interesses, advinda do utilitarismo (THIRY-CHERQUES, 2011).

Com esses conceitos, Rawls postula que a justiça com equidade provém de um acordo celebrado por aqueles comprometidos com ela. Esse acordo deve ser válido do ponto de vista da justiça política. Essas condições devem situar, de modo equitativo, as pessoas e não deve permitir que alguns tenham posição de negociação mais vantajosa que a de outros.

Pode-se dizer que a teoria de Rawls concentra-se na busca de princípios de justiça aplicáveis aos membros de uma sociedade e suas principais instituições. Assim, por mais eficientes e organizadas que sejam as instituições sociais e suas normas, se estas não promovem ações justas nos relacionamentos entre esses membros, tais instituições e normas devem ser reformuladas ou, até mesmo, substituídas por outras que, de forma mais eficiente, busquem promover a justiça.

- *Sustentabilidade*

De acordo com Castello (2007), a noção mais remota de sustentabilidade é encontrada no contexto da exploração pesqueira. Nesse contexto, a sustentabilidade está associada ao objetivo maior da administração pesqueira que é obter o rendimento máximo (ou captura máxima) sustentável. Esse rendimento consiste na quantidade máxima de capturas que se pode retirar de uma unidade populacional de peixes ao longo dos anos sem colocar em risco a sua capacidade de regeneração no futuro

Como adjetivo de desenvolvimento, o conceito de sustentabilidade surgiu em face da percepção de uma crise ambiental global causada pelo incessante padrão de crescimento a produção e do consumo nos países ricos (NASCIMENTO, 2012).

Na dimensão política, três fatos marcaram e difundiram o termo sustentabilidade como adjetivo de desenvolvimento são eles: a publicação do relatório *The Limits of Growth* pelo Clube de Roma em 1972, a Conferência de Estocolmo na Suécia em 1972 e a publicação do relatório de *Brundtland* pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – CMMAD em 1987.

Entretanto, as bases para colocar em prática o conceito de desenvolvimento sustentável só foram apresentadas na Agenda 21[19], documento aprovado na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – CNUMAD, ocorrida em 1992 no Rio de Janeiro. Essa agenda fez ressurgir, no plano internacional, a necessidade do planejamento estratégico, descentralizado e participativo, em oposição ao modelo de desenvolvimento econômico atual, considerado injusto socialmente e perdulário do ponto de vista ambiental (MORAES, 2008).

Segundo Isaias (2008), o termo sustentabilidade não significa um estágio harmônico fixo, mas um processo de mudança no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e as mudanças institucionais sejam consistentes tanto com as necessidades presentes quanto com as futuras. Dessa forma, ele deve ser considerado e alicerçado sob uma ótica multidisciplinar, a fim de que aperfeiçoe os estudos e as avaliações do processo de desenvolvimento de algo ou alguma coisa, segundo dimensões diferentes e interdependentes.

De acordo com Sepúlveda e Edwards (1997), o tratamento multidimensional da sustentabilidade é apenas o reflexo da complexa realidade do sistema e de cada um de seus componentes. Nesse mesmo contexto, Carmo (2003) diz que o relevante é descobrir as melhores inter-relações entre as dimensões, visto que as realidades e os sistemas são dinâmicos.

Em recursos hídricos, o alcance da sustentabilidade exige que a água seja usada e alocada de forma que os sistemas hídricos mantenham-se dentro de sua capacidade de regeneração, a fim de manter os ecossistemas e suas funções (ROA-GÁRCIA, 2014). Para isso, faz-se necessária a adoção de estratégias de conservação de água tendo em vista a garantia de atendimento das necessidades das gerações presentes, sem comprometer as das gerações futuras. A conservação da água refere-se a todas as políticas e medidas de gestão ou práticas do usuário

19 A "Agenda 21" foi elaborada como um plano de ação estratégica para o desenvolvimento sustentável. Apresenta-se como um instrumento que visa a identificar atores, parceiros e metodologias para a obtenção de consensos e os mecanismos institucionais necessários para sua implementação e o seu monitoramento (DAMASCENO, 2009).

que visam a conservar e combater a degradação dos recursos hídricos. Assim, ela envolve, de forma integrada, gestão, tecnologia, educação e economia.

A sustentabilidade de um sistema pode ser medida por meio de indicadores os quais devem considerar a premissa segundo a qual cada sistema co-evolui de forma diferente dentro da relação Natureza-Sociedade. Hashimoto *et al.* (1982) propuseram que a sustentabilidade dos sistemas hídricos fosse avaliada em relação ao risco de colapso através de três indicadores: confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade.

O primeiro indicador mede a percentagem do tempo em que o sistema funciona sem falhas. A resiliência irá medir o tempo que um sistema irá se recuperar de uma falha, caso ela venha a ocorrer. Algumas implicações podem advir ao sistema caso ocorram falhas prolongadas com uma recuperação lenta, desejando-se que o sistema retorne a um estado satisfatório o quão rápido. Enquanto que a vulnerabilidade mede a severidade das falhas (déficit de atendimento a uma determinada demanda) a que o sistema está sujeito.

Nesse contexto, em síntese, a sustentabilidade hídrica remete à necessidade de uma governança[20] do recurso e de ações e/ou estratégias de gestão de risco.

Vale lembrar que a conservação de água não deve ser implementada apenas em tempos de escassez, já que ela é importante para diminuir o estresse que a sociedade impõe sobre os recursos hídricos e ajudar o sistema de gestão a ser mais flexível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AQUINO, S. H. S.; SILVA, S. M. O.; SILVA, D. C.; SOUZA FILHO, F. A. **Alocação de longo prazo no estado do Ceará.** In: Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido. Org. Souza Filho, F. A.; Campos, J. N. B.; Aquino, S. H. S., FINEP/UFC/FCPC, ed. Edição Gráfica e Editora, Fortaleza – CE, pp. 257 – 275. 2013.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. de C.; COSTA, A. M. Alocação e realocação do Direito de Uso da Água: uma proposta de modelo de mercado limitado no espaço. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 2, 2002.

CARMO, L. E. A. **Impacto de políticas públicas na sustentabilidade socioambiental: o caso do Pró-Guaiúba no município de Segredo – RS**. 2003. 215f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Pós-graduação em Desenvolvimento Rural, Porto Alegre, RS, 2003.

20 A governança (Dietz *et al.*, 2003; Folke *et al.,* 2005) refere-se ao contexto político e social, que são parte da gestão dos recursos naturais. Lebel *et al.* (2006) consideram a Participação e Deliberação como atributos relevantes para uma boa governança. A participação facilita a interação entre os agentes e a deliberação permite o intercâmbio de conhecimentos e informações sem a necessidade de atingir a um consenso.

CASTELLO, J. P. Gestão sustentável dos resursos pesqueiros, isto é relamente possível?. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2 (1), p.47-52, 2002.

DINNAR, A., ROSEGRANT, M. W, MEIZEN-DICK, R. **Water Allocation*:* Mechanisms, principles and examples**. World Bank: Policy Research Working Paper #1779, Washington, DC. 1997.

FAO. **Economics of water allocation**. In: Economic Valuation of water resources in agriculture, FAO Water Report 27, Org. Turner, K.; Georgiou, S.; Clark, R.; Brouver, R., Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2004.

GARCIA, F. **Manual de economia política.** São Paulo: Nova Cultural, 1996.

GISSER, M.; MERCADO, A. Integration of the agricultural demand function for water and the hydrologic model of the Pecos basin. **Water Resources Research**, n. 8, v.6, p. 1373–1384, 1972.

HALL, R. E.; LIEBERMAN, M. **Microeconomia: princípios e aplicações.** São Paulo: Pioneira Thompson Learning, 603p. 2003.

HAROU, J. J.; *et al*. M. P. Hydro-economic models: Concepts, design, applications and future prospects. **Journal of Hydrology**, n. 375, p. 627-643, Doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.037. 2009.

HASHIMOTO, T., STEDINGER, J., LOUCKS, D. P. Reliability, resilience and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. **Water Resources Research**, 18 (1), pp.14-26. 1982.

ISAIAS, F. B. **A sustentabilidade da água: proposta de um índice de sustentabilidade de bacias hidrográficas**. 2008. 168 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília (UnB), Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília. 2008.

JOST, J. T.; KAY, A. C. **Social justice: History, theory, and research**. In: Handbook of social psychology, 5ed,. v.2. Fiske, S. T.; Gilbert, D. and Lindzey, G. (Eds), pp. 1122-1165. Hoboken, NJ: Wiley. 2010.

LAYRARGUES, P. P. Do ecodesenvolvimento ao desenvolvimento sustentável: Evolução de um conceito?. **Proposta**, v.25, n.71, p.5-10, 1997.

LE QUESNE, T.; PEGRAM, G.; HEYDEN, C. V. D. Allocating scarce water: A primer on water allocation, water rights and water markets. **Water Security Series**, 44p. 2007.

MARTINEZ, A. P. Análise de custo-benefício na adoção de políticas públicas e desafios impostos ao seu formulador. **Revista de Direito Administrativo**, v.251, p. 29-58, 2009.

MORAES, F. S. B. A regulação do mercado brasileiro de derivativos. **Revista da SIRJ**, n. 26, p. 247 – 259, 2009.

MORAES, S. E. **A sustentabilidade das políticas públicas territoriais no su-**

deste Goiano. 2008. 247 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Brasília, 2008.

NASCIMENTO, E. P. Trajetória da sustentabilidade: do ambiental ao social, do social ao econômico. Estudos Avançados, v. 26, n. 74, p. 51 – 74, 2012.

NOEL, J. E.; GARDNER, B. D.; MOORE, C. V. Optimal regional conjunctive water management. **American Journal of Agricultural Economics**, 62 (3), p. 489– 498, 1980.

OLIVEIRA, N. A.; ALVES, M. A. Justiça e políticas sociais na teoria de John Rawls. Sociedade em Debate, v. 16, n.1, p. 25-43, 2010.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D. L. *Microeconomia*. Ed. Prentice-Hall Brasil, 6ª ed., 672p. 2005.

POMPEU, I. G. Direito e economia, estudo interdisciplinar. In: XXIII Congresso Nacional do CONPEDI/UNINOVE, **Anais...**, São Paulo, 2005.

ROA-GÁRCIA, M. C. Equity, efficiency and sustainability in water allocation in the Andes: Trade-offs in a full world. **Water Alternatives**, v. 7, n.2, p. 298-319, 2014.

ROCHA, M. D.; CASTRO, B. J. D. Avaliação de projetos de investimento em sistemas de abastecimento de água: o caso de Anápolis, Góiais. In: VIII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, **Anais…**, Cuiabá, p. 2-13, 2009.

ROSA, G. F. C. Jeremy Bentham e a constituição do conceito de direito no pensamento jurídico moderno**. Revista Estudos Jurídicos UNESP**, v. 14 n.20, p. 1-34, 2010.

SEPÚLVEDA, S.; EDWARDS, R. **Desarrollo sustenible: agricultura, recursos naturales y desarrollo rural**. San Jose, C. R: BMZ/GTZ/IICA (Org.). Série de Publicações Miscelâneas/IICA, 494p. 1997.

SOUZA FILHO, F. A. **Alocação de Água Sazonal e Anual: Modelos Matemáticos, Experimentação Comportamental e Justiça Alocativa**. 2005. 439 f. Tese (Doutorado), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, 2005.

SPEED, LI Y. R; T. LE QUESNE, G. P.; ZHIWEI, Z. **Basin Water Allocation Planning. Principles, procedures and approaches for basin allocation planning.** UNESCO, Paris. 143p. 2013.

TAVARES, M. S.; GIMENES, P. S. **Teoria da demanda e equilíbrio de mercado. Faculdade de Tecnologia de Sorocaba**, São Paulo, 16p., 2012.

THIRY-CHERQUES, H. R. John Rawls: a economia moral da justiça. **Revista Sociedade e Estado**, v.26, n. 3, p. 550 – 563. 2011.

WORLD BANK. **Water Resources Management**. In: A World Bank Policy Paper. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, Washington, D.C., 141p. 1993.

ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Laís Lima Ambrosio
Rosa Maria Formiga-Johnsson
Natália Barbosa Ribeiro
Alexandra Nauditt
Lars Ribbe

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo tem como objetivo descrever as regras formais e as práticas de alocação de água na Bacia do rio Paraíba do Sul, em particular do denominado "Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu" que compreende uma sofisticada infraestrutura hidráulica (barragens, reservatórios, usinas hidrelétricas, transposições, canais, etc.) que regulariza as águas do rio Paraíba do Sul e também do rio Guandu, em outra bacia hidrográfica em território fluminense, que se beneficia de uma transposição das águas.

O termo alocação da água neste capítulo pode ser descrito pelo conceito da OCDE (2016) para designar processos e instrumentos envolvidos no compartilhamento de recursos hídricos entre diferentes usuários de água.

Pode-se resumir as principais práticas de alocação de água na bacia do Paraíba do Sul como sendo aquelas relacionadas (OCDE, 2015a): (i) às regras operativas do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul- Guandu; e (ii) à Outorga de Direito de Uso da Água. Ambas são reguladas por instrumentos legais, fundamentados basicamente na dominialidade das águas, definida na Constituição Federal de 1988.

2. ALOCAÇÃO DE ÁGUA

A alocação da água visa distribuir de forma equitativa e eficiente os recursos hídricos entre os diversos setores usuários, sendo capaz de oferecer oportunidades para o desenvolvimento social e econômico, além de proteger o meio ambiente. Para isso leva em conta o balanço hídrico, dado pela relação entre a oferta qualiquantitativa e a demanda de água de um sistema hídrico (OCDE, 2015a). A alocação de água preocupa-se em determinar quem pode usar a água, onde, em que condições, e durante qual período (OCDE, 2015b).

Roa-Garcìa (2014) define alocação de água como um conjunto de regras e procedimentos que viabilizam a decisão para o uso individual ou coletivo da água em relação à disponibilidade hídrica. Esses procedimentos e regras de alocação de água ganham maior importância como mecanismos de prevenção de conflitos pela água em contextos onde se acentua a variabilidade das chuvas levando a escassez sazonal da água associada ao aumento da demanda.

Os mecanismos utilizados para alocação variam em grau de intervenção estatal e formas de aplicação, que podem ser: direitos de água (*water rights*), licenças (*licences*) e concessões (*concessions*) (ROA-GARCÌA, 2014). Speed et al. (2013) destacam a ação do Estado na gestão da água e definição das bases para a alocação em planos modernos. Dinar et al. (1997) e ONU (2003) reconhecem características da gestão da água, enquanto um recurso de uso comum e escasso, que tornam essencial o papel do setor público, diferente de outros bens que podem ser geridos com eficiência econômica por regras de mercado. Entre elas, destacam-se:

- Regras gerais de mercado não se aplicam a água, pois não se pode reduzir o custo para quem usa mais, sob o risco de estimular r o desperdício.
- Projetos relacionados à água envolvem grandes investimentos, que associados as falhas de mercado, fazem com que os maiores investimentos em infraestrutura hídrica tenham que ser feitos pelo governo.
- Objetivos estratégicos da alocação de água podem servir para que os governos promovam o desenvolvimento socioeconômico regional, segurança alimentar, etc.
- Características da água de ordem físico-natural geram dificuldades para armazenamento, transporte e distribuição a água.

Devido as características próprias da água, a participação do Estado na definição de regras de alocação, arranjos institucionais e mecanismos de alocação variam no grau de intervenção, ou mesmo exclusividade, mas está presente na maioria dos sistemas de alocação de água (DINAR et al., 1997; ONU, 2003; OCDE 2015a, 2015b). Os sistemas de alocação são influenciados pelas instituições existentes, quadro legal e infraestrutura hídrica. Muitos sistemas de alocação exigem leis, regulamentações, organizações e infraestrutura hídrica para operar de forma eficiente (SPEED et al., 2013).

No Brasil, a Outorga de direito de uso da água e alocação de água são temas que se confundem. A outorga é um ato administrativo, instituído como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/1997), no qual o poder outorgante concede o direito de uso da água ao usuário que o solicita, sob condições específicas. E pode ser utilizado como um dos mecanismos de alocação para distribuição da água diretamente aos usuários. Já a alocação da água configura um processo decisório que busca distribuir a água entre bacias hidrográficas no caso de transposições, trechos da bacia, ou ainda entre setores usuários. Ambas dependem de informações como a demanda e disponibilidade hídrica, mas as duas se diferenciam na escala, a alocação é macro, com visão ampla e estratégica, a outorga, ainda que seja um mecanismo de alocação, é micro, atua na ponta, direto com o usuário (MAGALHÃES, 2007).

Essa confusão de conceitos pode ter sido motivada pelo fato de a alocação não ter *status* de instrumento de gestão da água na lei brasileira, e ficar circunscri-

ta aos gabinetes decisórios. E ainda por nossa prática de alocação estar associada a alocação negociada da água, a exemplo do que ocorre no estado do Ceará, na bacia do rio Jaguaribe (Sítio eletrônico da ANA, acessado em fevereiro de 2018). Soma-se a todo o exposto, o fato de a (re)alocação ser extremamente necessária em locais onde não há água suficiente para todos os usos concorrentes, mas que a curto prazo pode ser deixada de lado sem grandes prejuízos evidentes e imediatos, em locais onde a disponibilidade hídrica é suficiente para atender facilmente as demandas existentes (SPEED et al., 2013). Já a outorga disciplina o uso da água, além de constituir um potencial indutor para a cobrança pelo uso, que por sua vez, possibilita a implementação de ações na bacia, onde é arrecadada.

Além das regras operativas de reservatórios e outorga de direito de uso da água utilizadas na bacia do Paraíba do Sul como mecanismos de alocação de águas, nas últimas décadas, outros mecanismos têm sido construídos no Brasil, como é o caso da alocação negociada de água e dos marcos regulatórios. Tais mecanismos, surgiram e ganharam robustez nas bacias situadas no semiárido brasileiro, onde quase sempre, a vazão disponível é insuficiente para o atendimento à demanda instalada, com destaque para o Ceará, estado onde surgiu a alocação de água negociada há mais de 20 anos (OCDE, 2015a; Banco Mundial, 2018). A alocação negociada de água tem sido aplicada aos sistemas hídricos, onde as estiagens prolongadas, com intensa variação interanual da disponibilidade hídrica, acentuam a disputa pela água e tornam os critérios de outorga insuficientes, pois esta trabalha com elevada garantia de atendimento ao usuário (ANA, 2017). Trata-se de um processo de negociação entre usuários, considerando um determinado ano hidrológico e sistema hídrico (açude ou vale perenizado). Participam das negociações representantes de usuários, comunidade local, comitês de bacia, quando instalados, operadores dos reservatórios, e outras partes interessadas, com suporte técnico do órgão gestor de recursos hídricos, que apresenta as informações sobre a disponibilidade hídrica e demandas (ANA, 2017).

Os marcos regulatórios são utilizados em bacias com dupla dominialidade das águas, por meio deste documento é promovida a pactuação entre os órgãos gestores de uma mesma bacia hidrográfica ou sistema hídrico (ANA e gestores estaduais). À exemplo da alocação negociada, o marco regulatório, é construído de forma participativa, incluindo os usuários de água, mas sem a necessidade de reuniões periódicas, a cada ano hidrológico. Consideradas as experiências de alocação de águas mais sofisticadas do país (OCDE, 2015b), a alocação negociada e o marco regulatório passam a condicionar a regularização dos usos da água e a outorga, que precisam se adequar às regras de alocação pactuadas. Estas experiências quando colocadas no contexto nacional, ainda têm uma escala de abrangência bem restrita (Banco Mundial, 2018).

3. DOMINIALIDADE DAS ÁGUAS

A água é considerada um bem público, de uso comum do povo. A dominialidade da água refere-se à responsabilidade pelo seu gerenciamento. Desse modo, as águas superficiais brasileiras são de domínio da União, quando dividem ou cortam mais de um estado ou definem fronteira do país (CF artigo 20, inciso III), os demais corpos hídricos superficiais, assim como as águas subterrâneas são de domínio estadual. Os reservatórios, mesmo localizados em rios estaduais, se construídos com recursos financeiros da União são de domínio da mesma (CF artigo 206, inciso I).

A dupla dominialidade entre União e Estados, implica na definição de responsabilidades e atribuições por níveis do poder público na gestão dos recursos hídricos dentro do arranjo institucional federativo. A articulação entre os entes federativos e entre eles e a União cria complexidades na implementação de instrumentos de gestão das águas em bacias hidrográficas, que possui rio principal e afluentes de mais de uma dominialidade (GUILLO, 2017).

Nesses casos, há necessidade de desenvolvimento de mecanismos que identifiquem e corrijam descontinuidades e incoerências em regras de outorga ou enquadramento, por exemplo, em pontos de transição do domínio de gerenciamento dos corpos hídricos (PAGNOCHESCHI, 2016). Existem esforços neste sentido, o Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas (PROGESTÃO) que teve início em 2013, e que está passando por um período de renovação, busca maior integração entre a ANA, e os órgãos gestores estaduais, afim de harmonizar instrumentos de gestão (ANA, 2017).

A constatação de Formiga-Johnsson et al. (2003) permanece atual: ainda há muitas questões a serem resolvidas na gestão de águas compartilhadas devido às lacunas na regulamentação dos pontos de interação entre bacias interestaduais, com clareza acerca da quantidade e qualidade de água que tributários estaduais devem entregar para rios federais. Assim, a gestão de águas compartilhadas é um desafio ainda a ser superado na implementação da PNRH (ANA, 2017), o maior deles na realidade brasileira (BANCO MUNDIAL, 2018).

Por ser interestadual, a bacia do rio Paraíba do Sul, que se estende pelo território de três estados - Rio de Janeiro, São Paulo, e Minas Gerais – tem sua gestão é compartilhada entre a União e os estados citados. Isso torna mais complexo o arranjo político-institucional da bacia, que conta com muitas instituições com papéis e funções que se sobrepõem ou apresentam zonas cinzentas, e que, ao mesmo tempo, devem se articular.

4. ARRANJO POLÍTICO-INSTITUCIONAL PARA ALOCAÇÃO

O arranjo político-institucional para alocação de água é parte integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH). O

SINGREH é composto por um conjunto de órgãos e colegiados com as funções de formular e implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos (Quadro 1).

Quadro 1 - Instituições do SINGREH no Brasil

Instituição do SINGREH	**Descrição**	**Principais funções**
SRHQ-*Secretaria de Recursos hídricos e Qualidade Ambiental*, divisão do MMA.	Integração das políticas de Meio Ambiente e Recursos Hídricos em âmbito federal.	Formular a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH);
		Identificar e organizar uma visão nacional das prioridades do setor de recursos hídricos;
CNRH – *Conselho Nacional de Recursos Hídricos*	Colegiado consultivo, normativo e deliberativo. Instância máxima do SINGREH	Subsidiar formulação da política de recursos hídricos;
		Constituir pacto federativo para operacionalizar sistemas unificados de gestão para as bacias nacionais;
		Dirimir conflitos;
ANA – *Agência Nacional de Águas*	Órgão gestor federal	Implementar a PNRH;
		Coordenar e apoiar o SINGREH;
		Estratégias de enfrentamento de secas prolongadas e poluição dos rios;
		Órgão gestor dos recursos hídricos de domínio da União; outorgar, fiscalizar os usos;
		Alocar água bruta visando a sustentabilidade, a conservação e dirimir conflitos e tensões;
CERH - *Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos*	Colegiado consultivo e deliberativo	Formular a política de recursos hídricos sob sua jurisdição;
		Arbitrar em última instância questões sobre recursos hídricos sob jurisdição de seu respectivo estado.
Órgãos gestores estaduais	Podem ser específicos para recursos hídricos ou vinculados ao órgão de meio ambiente	Outorgar e fiscalizar os usos dos recursos hídricos de domínio de seu respectivo estado;

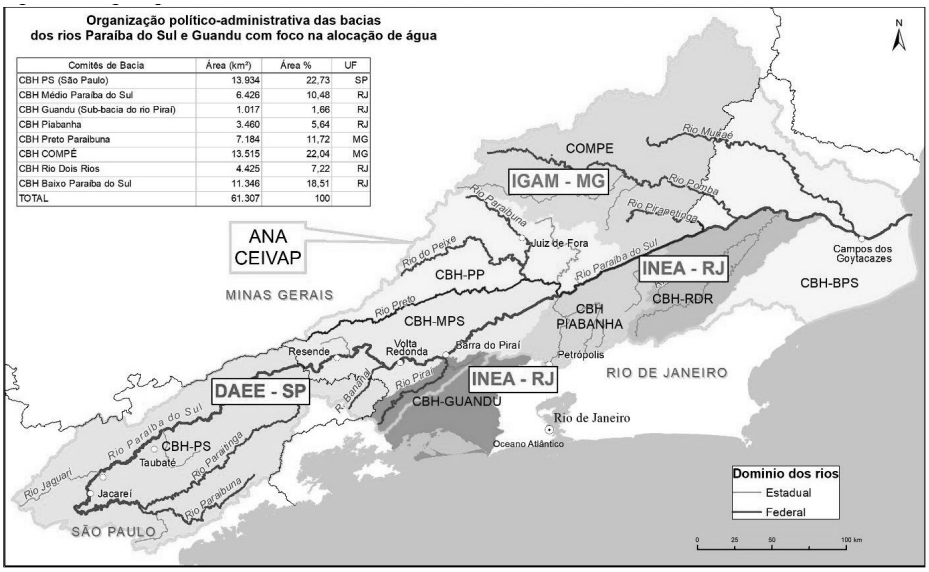
CBH - *Comitês de Bacia Hidrográfica*	"Parlamento das águas". Participam membros do poder público (União, estados e municípios) e da sociedade civil, incluindo usuários. São criados pelos CNRH e CERH respectivamente.	Fomento a implementação dos instrumentos de gestão;
		Promoção dos usos múltiplos na bacia;
		Negociação de conflitos pelo uso da água;
		Aprovar planos de recursos hídricos da bacia que devem conter no mínimo as regras de alocação de água e outorga; se haverá cobrança pelo uso e seu valor;
Agência de água	Entidade técnica e executiva do comitê de bacia. Desde 2004, são regulamentadas como entidades delegatárias (organizações civis sem fins lucrativos).	Elaboração do plano de bacia;
		Estudos técnicos para suporte a gestão;
		Administração financeira dos recursos da cobrança;

Fonte: Ambrosio, 2018, adaptado de OCDE, 2015a.

Cada órgão ou colegiado possui atribuições delimitadas para em conjunto alcançarem a gestão democrática, integrada e participativa da água, com a inclusão dos usuários, sociedade civil, e poder público na gestão (ANA, 2017).

A dominialidade das águas, dentro do pacto federativo, confere duas escalas territoriais para gestão dos recursos hídricos, a federal e a estadual. Uma terceira escala, a da bacia hidrográfica, é dada pela Lei das águas, que entre seus fundamentos, coloca a bacia hidrográfica como unidade territorial para a gestão dos recursos hídricos. Assim a Bacia do Paraíba do Sul possui órgãos gestores de governo e colegiados no âmbito da União e dos estados, e organismos de bacia - os comitês e agências - conformadas dentro das áreas da bacia e das sub-bacias (figura 1).

Figura 1 – Órgãos gestores, CEIVAP e Comitês das sub-bacias afluentes ao rio Paraíba do Sul.



Fonte: Ambrosio, 2018.

Para as águas sob domínio da União, os órgãos centrais para alocação de águas são o CNRH e a ANA. O **Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)** traça as diretrizes gerais por meio de resoluções, a principal delas é Resolução CNRH nº16/2001. A partir dessas resoluções a **Agência Nacional de Águas** é a responsável por elaborar regras de operação de reservatórios e emitir as outorgas. Sempre observando o Plano de Recursos Hídricos, elaborado pela Agência de Bacias e aprovado pelo Comitê de Bacias e pelo CNRH, este instrumento traz diretrizes gerais para outorga e alocação de água da bacia.

A existência dos reservatórios para aproveitamentos hidrelétricos exige que, as regras de operação sejam elaboradas em articulação com o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS). Assim como o compartilhamento das águas da bacia cria a necessidade de articulação com os órgãos gestores de recursos hídricos estaduais, são eles: Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE-SP) no estado de São Paulo, Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM-MG) em Minas Gerais, e Instituto Estadual do Ambiente (INEA) no Rio de Janeiro. As regras gerais para alocação de águas estabelecidas pelo CNRH são válidas também para os órgãos gestores estaduais.

No estado de São Paulo, o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE-SP) e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) estão vinculados à Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos (SSRH). O DAEE-SP trata dos aspectos de quantidade da água, é responsável pela emissão

de outorgas no domínio do estado, na bacia do Paraíba do Sul, trecho paulista, é representada pela unidade de Planejamento UGRHI 2. Para esta unidade o DAEE-SP desempenha as atribuições de agência de Bacia para o Comitê Paraíba do Sul (CBH-PS). Outras atribuições relativas a outorga sob responsabilidade do DAEE são: a fiscalização, o planejamento e cadastramento dos usos e usuários de recursos hídricos. Enquanto a CETESB cuida dos aspectos de qualidade, sendo responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e tem como objetivo preservar e recuperar águas, e também o ar e o solo.

No Estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente – RJ (INEA), vinculado à Secretaria de Estado do Ambiente (SEA-RJ) é o gestor ambiental, incluindo os recursos hídricos, centralizando assim os aspectos qualitativos e quantitativos da água em um único órgão. A junção de agendas ambientais data de 2009 e foi bem vista como arranjo institucional pela OCDE (2015a), embora recentemente tenha havido mudanças significativas que alteraram substancialmente a organização institucional para a gestão das águas.

Assim como no Estado de São Paulo, as agendas ambientais em Minas Gerais estão organizadas em diferentes instituições, no entanto estas estão todas subordinadas à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD e são parte de um sistema integrado de gestão. O Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM é o órgão gestor dos recursos hídricos, responsável pela emissão da outorga de direito de uso dos recursos hídricos.

Em nível de Bacia Hidrográfica, administrativamente, o Comitê de integração da bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) abrange toda a extensão da bacia, que tem como rio principal, o Paraíba do Sul. Esta mesma área ainda é dividida em 8 sub-bacias, cada uma com seu respectivo Comitê Estadual, respeitando a conformação das sub-bacias dentro dos limites de cada estado. O CEIVAP, enquanto comitê interestadual reporta suas deliberações ao CNRH para aprovação. Os comitês das sub-bacias reportam-se aos respectivos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

Os comitês são órgãos de Estado, com atribuições legais deliberativas, propositivas e consultivas, constituindo-se assim os principais organismos em nível de bacia hidrográfica. Algumas decisões dos comitês só podem ser implementadas após a aprovação dos conselhos em cada jurisdição. São elas: a definição dos limites de usos insignificantes, aqueles usos que não necessitam de outorga, mas precisam ser regularizados como tal; e a proposta para enquadramento dos corpos hídricos por classes de uso preponderantes.

As agências de bacia são instituições de apoio técnico e administrativo dos Comitês. Elas desenvolvem estudos técnicos e operacionalizam a cobrança, um instrumento da PNRH ao qual está condicionada a criação da Agência, de modo a custear o seu sustento. A associação de agências a Comitês se dá por meio de

contratos de gestão, e devem ser aprovadas pelo Conselho.

A AGEVAP é uma entidade privada, constituída na forma de organização civil, que foi criada por iniciativa do próprio CEIVAP por meio da Deliberação nº 12, de 20 de junho de 2002, para ser Agência da Bacia do Paraíba do Sul. Ressalta-se o pioneirismo na gestão da bacia do Paraíba do Sul, que teve a primeira entidade delegatária do país, seu funcionamento só se efetivou, após a qualificação pelo CNRH e a celebração do Contrato de Gestão com a ANA (ANA, 2014a). A atuação da AGEVAP junto aos comitês afluentes ao Paraíba do Sul do Estado do Rio, assim como do Comitê Guandu se efetivou em 2010 a partir de Contratos de Gestão com o INEA-RJ. A AGEVAP também possui Contrato de Gestão com o IGAM-MG para atuar junto aos comitês Preto/Paraibuna e Pomba/Muriaé, afluentes mineiros do Paraíba do Sul. Em São Paulo, no trecho da bacia do Paraíba do Sul, as funções de agência são exercidas pelo órgão gestor estadual, o DAEE-SP.

5. REGRAS DE OPERAÇÃO DO SISTEMA-HIDRÁULICO PARAÍBA DO SUL-GUANDU

Convencionou-se neste trabalho denominar Sistema Hidráulico Paraíba do Sul – Guandu (SHPSG), o sistema hídrico formado por rios, reservatórios, usinas hidrelétricas, estações elevatórias e outras estruturas hidráulicas situadas entre o reservatório Paraibuna, formado por barragem no rio de mesmo nome, no estado de São Paulo e a foz do rio Guandu na baía de Sepetiba no estado do Rio de Janeiro. Esse sistema foi sendo construído em etapas, com início na primeira década do século XX.

Na configuração atual, o sistema conta com o Reservatório Equivalente, denominação dada ao conjunto dos quatro reservatórios situados à montante na bacia, que cumprem o papel de regularizar a vazão objetivo para a Estação Elevatória Santa Cecília: Paraibuna/Paraitinga, Santa Branca, Jaguari e Funil, sendo os três primeiros localizados em território paulista e o último em território fluminense. São três transposições: (i) a mais antiga, é capaz de desviar até 25 m^3/s via túnel do reservatório de Tocos para o Reservatório de Ribeirão das Lajes; (ii) a maior, que pode desviar até 160 m^3/s da bacia do Paraíba do Sul para a bacia do Guandu, as duas foram construídas com o objetivo inicial de gerar energia elétrica, ao recalcar as águas do Paraíba por 35 m no total, iniciando o processo na Estação Elevatória de Santa Cecília, podem aproveitar o desnível de 300 m para a vertente atlântica da Serra do Mar; (iii) a mais recente estrutura de transposição, que compõe o SHPSG é a interligação entre os reservatórios de Jaguari (parte do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu) e Atibainha (parte integrante do Sistema Cantareira) em território paulista, tendo sido inaugurada em 03/03/2018 apenas a ligação no sentido Atibainha que permite a transposição de 5,13 m^3/s de vazão média. Quando inaugurado o sentido Jaguari terá uma vazão nominal

máxima de 12,2 m³/s (ANA, 2015b).

As regras operativas constituem um conjunto de regras formais que estabelecem a macroalocação de água com determinação de volumes mínimos de entrega de água entre reservatórios de um sistema estabelecendo restrições para liberações de água considerando diferentes fatores a depender do volume do reservatório em uma dada zona (CAMPOS, 2015) com vistas ao atendimento aos usos múltiplos sem dissociar quantidade e qualidade, inclui o controle de cheias e prevenção de secas e eventos críticos. O volume dos reservatórios depende de sua capacidade de armazenamento e do balanço hídrico. Este último dado pelas vazões afluentes, incrementais por trechos e demandas instaladas.

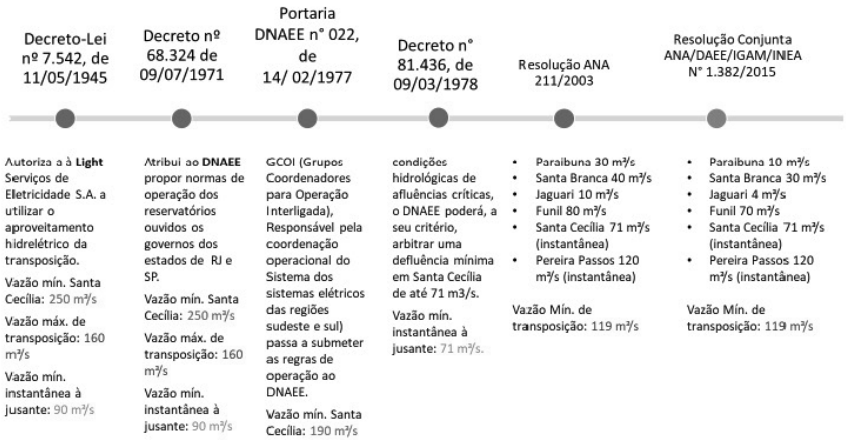
As regras de operação do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu foram sendo modificadas ao longo do tempo para adaptar-se às alterações do arcabouço jurídico-institucional da gestão das águas no país e mais recentemente à alocação de água com vistas ao atendimento aos usos múltiplos suprindo as demandas por água atuais e futuras (figura 2).

A vazão máxima de transposição inicial que era de 160 m³/s mantendo-se a vazão a jusante em 90 m³/s, o que corresponde a vazão esperada em Santa Cecília de 250 m³/s, foi sendo gradativamente reduzida, à medida que os usos múltiplos e demandas foram se intensificando a montante. A regra operativa em vigor (Resolução ANA nº 1.382/2015) estabelece o limite mínimo de bombeamento em Santa Cecília em 119 m³/s (média diária) e a jusante de Santa Cecília é 71 m³/s (instantânea), o que corresponde a uma afluência esperada de 190 m³/s (ANA, 2015b) (Figura 2). Esse limite mínimo, previsto como a menor vazão em momentos hidrologicamente desfavoráveis, não foi garantido nos momentos mais severos das crises hídricas vivenciadas na bacia em 2002/2003 e 2014/2015.

Isso significa, que durante as crises hídricas, até o restabelecimento do volume de armazenamento do reservatório equivalente, foi necessário proceder a (re)alocação de água, em pontos estratégicos, com decisões participativas, a partir de discussões no âmbito do Grupo de Trabalho Permanente de Acompanhamento da Operação Hidráulica na bacia do rio Paraíba do Sul, para atuação conjunta com o Comitê do Rio Guandu - GTAOH, oficializadas por resoluções temporárias da ANA.

O Sistema Hidráulico Paraíba do Sul – Guandu, concebido e implementado para gerar energia, é hoje utilizado para usos múltiplos. Além da geração de energia em Usinas (UHE) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), a regularização da vazão do rio Paraíba do Sul e a transposição de suas águas para a bacia do rio Guandu, possibilitaram o atendimento a demanda para abastecimento urbano e industrial na bacia do rio Guandu e grande parte da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Os reservatórios servem ainda para a regularização da vazão para períodos de estiagem e também para o controle de cheias.

Figura 2 – Evolução e mudanças nas regras operativas do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu.



Fonte: Ambrosio, 2018.

Para atender a todos esses objetivos, as regras de operação em vigor, estabelecidas pela Resolução Conjunta ANA/DAEE/IGAM/INEA nº 1.382/2015, contou com o estabelecimento de um arranjo-institucional complexo, envolvendo nas discussões os estados, por meio dos órgãos gestores de recursos hídricos, e o CEIVAP (FORMIGA-JOHNSSON et al., 2015).

Tais regras representam mudanças significativas na operação dos reservatórios com objetivo de aumentar a segurança hídrica na Bacia do Paraíba do Sul, observadas a variabilidade hidrológica (ANA, 2015b), à saber:

- Regras que impõem restrição ao aproveitamento hidrelétrico, que só pode superar os 119 m³/s em Santa Cecília em caso de vazões incrementais de chuvas excepcionais, por exemplo, garantindo a função de armazenamento e regularização da vazão dos reservatórios;
- Para os períodos de crise, ganho de cerca de 425 milhões m³ armazenados no volume morto do maior reservatório do sistema (Paraibuna) em 2 etapas. A primeira até o nível de 263 milhões m³, ainda sem auxílio de bombas;
- Estabelecimento de ordem de deplecionamento por estágios dos reservatórios do sistema equivalente, de acordo com a redução dos níveis percentualmente;

As novas regras de operação priorizam a regularização do sistema, e a reservação de águas para uso em períodos de estiagem, medidas mais conservadoras e apropriadas às incertezas hidrológicas e climáticas, com a incorporação de medidas proativas, reduzindo-se potencialmente, assim a necessidade de medidas reativas, emergenciais, caracterizadas por impor maiores restrições aos usuários,

em possível nova situação de escassez futura.

Ressalta-se que, ainda hoje, não existe na bacia do Paraíba do Sul regramentos para procedimentos de alocação de água em momentos de escassez mais severa. A crise hídrica vivenciada em 2014/2015 trouxe ações positivas, nesse sentido, mas que se limitaram à reativação do GTAOH, e à formulação de novas regras operativas. A importância do GTAOH está em discutir continuamente a alocação de águas na bacia, num fórum de discussões participativo, respaldado pelo CEIVAP.

Na sequência, a operacionalização da outorga é descrita. A definição da disponibilidade hídrica para a análises técnicas de outorga, por trechos com interferência de reservatórios depende da observância das regras de operação descritas acima.

6. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA

A outorga de direito de uso da água é um instrumento de gestão dos recursos hídricos previsto na Lei Federal nº 9.433/1997 pelo artigo 5º. Seus objetivos são assegurar o controle quali-quantitativo da água e garantir o direito de acesso aos usuários. A outorga é materializada em um ato público administrativo pelo qual o poder público confere ao outorgado o direito de uso em condições pré-estabelecidas por um prazo determinado. Como as águas no Brasil são bens inalienáveis, ao obter a outorga de direito de uso da água, o usuário não passa a ser o proprietário da água, apenas tem o direito de utilizá-la de forma regrada. Além disso, o instrumento de cobrança - associado a outorga, uma vez que devem ser cobrados os usos passíveis de outorga – refere-se ao pagamento pelo uso da água, e não pela compra do produto em si.

Afim de diagnosticar a situação atual do instrumento de outorga na bacia do Paraíba do Sul foi construído um quadro-resumo a partir de informações organizadas em 4 aspectos: legais, institucionais, técnicos e operacionais (ANA, 2005; e AZEVEDO et. al., 2003). Para cada um deles foi estabelecido um conjunto de informações necessárias para o mapeamento de como ocorre o processo de outorga em cada uma das instâncias responsáveis (Quadro 4).

O aspecto legal inclui as principais leis que definem a outorga, como as leis federal e estaduais que definem a Política de Recursos Hídricos e os Sistemas de Gerenciamento de Recursos Hídricos, resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, que se aplicam a outorga na união e nos estados, pois tratam de critérios gerais, e resoluções dos Conselhos Estaduais, assim como regras estabelecidas pelos órgãos gestores.

O aspecto institucional considera as instituições envolvidas no processo de análise dos pedidos de outorga e sua organização no arranjo político institucional de gestão dos recursos hídricos. O aspecto técnico refere-se ao processo de análise do pedido de outorga propriamente dito, inclui os critérios e metodologias

de análise por tipo de intervenção. E o aspecto operacional retrata como se dá a implementação do instrumento outorga, desde a regularização do uso, o pedido de outorga, a fiscalização e os responsáveis por cada etapa.

Quadro 4 – Aspetos das informações sobre o processo de outorga.

Aspetos	**Informações**
Legais	Leis que definem a outorga, ano de regulamentação da outorga, usos sujeitos à outorga, usos que independem da outorga, Modalidades de outorga, tipos de autorização, atribuições legais de cada instituição envolvida, outorga para água subterrânea, outorga para diluição de efluentes, critério para definição de vazão ecológica ou mínima a jusante de reservatório.
Institucionais	Órgão responsável pela outorga, outros órgãos envolvidos, existência de câmara técnica para análise, nível de articulação com órgão ambiental na integração entre quantidade e qualidade, órgãos responsáveis pelas informações de monitoramento quali-quantitativo da água, equipe disponível para análise dos pedidos de outorga, envolvimento do comitê na análise da outorga.
Técnicos	Critérios de outorga, vazão de referência, vazão máxima outorgável, volumes insignificantes, vazão remanescente, parâmetros de qualidade para outorga de lançamento de efluentes, critérios para análise de intervenções sem captação, critério de priorização de demanda por finalidade, período de vigência da outorga, condições de revogação ou suspensão, diferenciação nos níveis de garantia, base de informações técnicas e de cadastro de usuários, informações de qualidade da água,
Operacionais	Procedimentos para obtenção da outorga, documentos solicitados, etapas de análise, metodologias de análise por tipo de intervenção, detalhamento do processo de fiscalização, existência de manual de outorga, que instituições mantém o registro dos processos, o processo é centralizado ou distribuído em departamentos, custos do processo.

Fonte: Ambrosio, 2018.

As informações sobre outorga não encontradas nos sites e documentos dos órgãos gestores de recursos hídricos foram obtidas e completadas posteriormente por meio de conversas com gestores e técnicos dos respectivos órgãos.

A obtenção da outorga passa por 4 etapas minimamente, em quase todos os órgãos gestores: requerimento por parte do usuário; pré-análise dos documentos solicitados pelo órgão gestor outorgante; análises técnica, jurídica e de empreendimento realizada pelo órgão gestor outorgante; e o deferimento ou

indeferimento do pedido em publicação no Diário Oficial da União ou do estado. Estes são então os tramites de aspecto operacional (ANA, 2014b).

6.1. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA DE DOMÍNIO DA UNIÃO

Por meio do Manual de Outorga a Agência Nacional de Águas (ANA) divulga como se dá o processo de outorga incluindo os procedimentos técnicos e administrativos utilizados nas avaliações e análises. A edição disponível no site da Agência, deste manual é a de 2013, revisada em 2014. Outras publicações anteriores também estão disponíveis, uma faz o diagnóstico da outorga no país e outra de caráter mais educativo sobre o instrumento de outorga, de 2005 e 2011, respectivamente, estão disponíveis no site. A implementação de uma ferramenta para solicitação de outorgas, o Sistema Federal de Regulação de Uso – REGLA, desde o ano passado (2017), exigiu a aplicação de algumas mudanças no sentido de desburocratizar os pedidos de outorga e agilizar a avaliação. A padronização e regulação das tarefas dentro da nova ferramenta está relaciona em uma série de resoluções da ANA (Resoluções ANA 1.938/1.939/1.940/1.941/1.942/2017). Esses documentos, em especial o manual e as resoluções sobre o REGLA serão a base para a descrição da outorga na bacia do Paraíba do Sul das águas sob domínio da ANA, juntamente com resoluções específicas do CNRH e relatórios de situação e gestão da bacia anuais elaborados pela AGEVAP e disponibilizados no site do CEIVAP.

6.2. ASPECTOS GERAIS

A ANA é responsável por outorgar os usos da água no rio Paraíba do Sul e outros rios da bacia que estão sob seu domínio. A Agência pode delegar aos estados a função de outorgar o uso, mas, neste caso, continua com a responsabilidade por falhas na autorização e pela fiscalização do uso. Até o momento, a ANA na bacia do rio Paraíba do Sul não delegou a função da outorga para nenhum órgão gestor estadual.

Seguindo as diretrizes dadas pelo CNRH a ANA outorga os usos que alteram a quantidade, a qualidade e/ou o regime existente nos corpos de águas superficiais, incluindo-se aqui derivação ou captação de águas superficiais para consumo final seja abastecimento público ou processo produtivo; diluição de efluentes de esgoto e outros líquidos, e gasosos, preferencialmente tratados; uso da água para aproveitamento de potencial hidroelétrico.

Independem de outorga na bacia do Paraíba do Sul, as captações para abastecer pequenos núcleos populacionais em meio rural; usos considerados insignificantes - a captação ou derivação máxima de 1,0 L/s; lançamento máximo de carga orgânica (DBO 5,20 kg/dia) de 15 kg/dia; e no máximo o lançamento de

850 m³/dia com temperatura superior a do corpo hídrico receptor, devendo ter o uso regularizado por meio da Declaração de Uso Insignificante; e usos para serviços como escavação e drenagem e que não alterem o regime de vazão. Após a regularização, esses usos recebem o documento de Declaração de Regularidade de Serviços Não Sujeitos a Outorga da ANA ou Declaração de Regularidade de Interferências Não Sujeitas a Outorga da ANA (ANA, 2014b).

A ANA concede três categorias de outorga: outorga preventiva, a outorga de direito de uso e a declaração de reserva de disponibilidade hídrica (DRDH). A outorga preventiva e a declaração de reserva de disponibilidade hídrica não dão direito de uso da água, configuram-se como reserva de da disponibilidade hídrica durante o período de planejamento do empreendimento com prazo de até 3 anos. A primeira aplica-se a empreendimentos com complexidade de planejamento, o próprio requerente solicita a transformação da outorga preventiva em outorga de direito de uso. A Segunda, a DRDH aplica-se ao setor elétrico, quem a solicita é a Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL (Agência reguladora do setor elétrico). Ao receber a autorização para uso do potencial hidráulico do órgão responsável, o empreendedor recebe da ANA a Outorga de Direito de Uso da Água, mas deve solicitá-la.

Finalmente a outorga de direito de uso, que confere ao usuário o direito de utilizar a água tem um prazo máximo de 35 anos, podendo ser renovada, o prazo varia em função do tipo e eficiência do uso, para abastecimento público, deve acompanhar o prazo da concessão para o serviço. Contudo pode ser revogada ou suspensa total ou parcialmente em casos específicos de: não cumprimento dos termos da outorga pelo outorgado; em situações de calamidade, como secas por exemplo, ou quando há necessidade de reverter grave degradação ambiental; atendimento a usos prioritários; manutenção da navegabilidade; indeferimento ou cassação da licença ambiental, quando exigida; usuário dificultar a ação fiscalizadora. O próprio usuário pode solicitar revogação ou alteração da sua outorga.

Alguns autores (OCDE, 2015b; LOPES e FREITAS, 2007) consideram a possibilidade de suspensão ou extinção da outorga sem uma contrapartida de compensação financeira uma vulnerabilidade da outorga em termos de segurança para o usuário, pois em períodos de escassez os termos da outorga podem ser alterados. Por outro lado, o sistema ganha alguma flexibilidade para implementar ações emergenciais. O superintendente adjunto da Área de regulação da ANA argumenta que apenas em última instância, após advertência e multa, com reincidência de infração, o ato de outorga pode ser revogado pelo órgão gestor (Informação verbal) [21].

Revisões de outorga estão previstas na Resolução ANA nº 1.942/2017 em casos de estudos de planejamento regional indicarem a necessidade de revisão das outorgas emitidas, adequações indicadas nos Planos de Recursos Hídricos ou

21 Palestra-aula com Patrick Thomas, realizada na COPPE/UFRH em 11 nov. 2016.

ações para garantia da prioridade de uso (ANA, 2014b). Embora previstas, estas revisões esbarram em práticas utilizadas no país, como, por exemplo, a de que quem chega primeiro tem prioridade, tornando muito difícil realocar a água em bacias já estressadas (SPEED et al., 2013; OCDE, 2015a).

Há casos, nos quais o comprometimento hídrico do manancial é quase total, ou os volumes reservados não são suficientes para atender aos usos, quando é necessário implementar ações de Alocações de Água (alocação negociada da água) que posteriormente podem ser utilizados para definição de Marcos Regulatórios, onde as outorgas podem ser restringidas e revisadas de acordo com as regras estabelecidas pelos Marcos Regulatórios. Tal prática, não é utilizada, até o momento, na bacia do Paraíba do Sul.

Os usuários podem solicitar além das três modalidades de outorga: preventiva, outorga de direito de uso, e DRDH, as variações: renovação de outorga com antecedência de no mínimo 90 dias do vencimento da anterior; transferência de outorga, que se dá nas mesmas condições da original e requer publicação de novo ato administrativo; alteração de outorga, da qual decorre revogação da outorga anterior e publicação de nova resolução de outorga; conversão da outorga preventiva em outorga de direito de uso; desistência de outorga (ANA, 2014b). Ainda que exista essa diversidade de tipos de pedido de outorga o sistema é pouco flexível, pois até nos casos de renovação, ou transferência devem ser mantidas as condições do ato de outorga anterior. Para os casos de alteração, há a revogação do ato anterior e emissão de novo ato com nova avaliação do órgão gestor.

O usuário acessa um único Sistema o REGLA, onde realiza o cadastro de usuário no Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) e solicita a regularização do uso tanto para usos insignificantes, quanto para os sujeitos à outorga.

Além dos usos sujeitos à outorga e usos insignificantes, uma terceira categoria de usos, àqueles não sujeitos à outorga, que não precisam nem de cadastramento, nem de regularização, isto é, quando as intervenções não alteram o regime de vazões, tais como: desassoreamento, conservação das margens, contenção de taludes, etc., podem solicitar pelo REGLA, uma Declaração de Regularidade de Serviços Não Sujeitos a Outorga da ANA.

A análise técnica do pedido de outorga pode se dar por processamento eletrônico ou associar uma primeira etapa eletrônica a uma etapa manual.

Eletronicamente o próprio REGLA tem a capacidade de calcular a demanda necessária à finalidade solicitada a partir de informações cedidas pelo usuário e verificar se está compatível com a demanda solicitada. Essa análise tem se dado em até 20 dias[22], sendo o prazo da ANA para análise de 90 dias. Para haver apenas análise eletrônica, autorizada posteriormente pela Superintendência de Regula-

22 Conversa com Patrick Thomas (Superintendente Adjunto da Área de Regulação da ANA, realizada, em Brasília, 06/08/2018).

ção, o pedido de outorga deve se enquadrar em alguns critérios: estar localizado em corpo hídrico com comprometimento hídrico quali-quantitativo de até 70%; uso para irrigação de áreas com até 100 hectares com exceção de métodos de irrigação por inundação, e sulcos de infiltração; e o usuário deve concordar com a demanda calculada pelo REGLA.

O CNARH e o REGLA são parte integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH. O Primeiro constitui-se em um cadastro com informações dos usuários e de seus respectivos usos, e pode integrar informações dos sistemas estaduais. O objetivo do cadastro é de regularizar os usos, e construir um banco de dados confiável e robusto que dê conta de conhecer a demanda existente. Os dados do CNARH são utilizados para a análise técnica da outorga, a qual o pedido se dá pelo REGLA.

Seja somente eletrônica, ou seguida de etapa manual, a análise técnica busca o balanço hídrico resultante, ou seja, se a disponibilidade hídrica na bacia é suficiente para atender às demandas, conhecidos os impactos decorrentes da inserção de mais um usuário.

6.3 . ANÁLISE TÉCNICA

Para a outorga para fins de diluição de efluentes, em geral, são avaliados somente a temperatura e Demanda Bioquímica de Oxigênio do efluente, e no caso de reservatórios o fósforo total. Além disso precisa levar em conta todos os critérios gerais para outorga estabelecidos pelo CNRH, o enquadramento dos rios da bacia e as recomendações estabelecidas no Plano de Bacia.

A disponibilidade hídrica é dada por um percentual da vazão de referência, na bacia do Paraíba do Sul a vazão de referência é a Q_{95}, uma vazão de baixo risco, sendo superada em 95% do tempo. Argumenta-se que a vazão média de longo termo, a exemplo desta utilizada, é mais intuitiva para órgãos gestores e usuários, além de proporcionar alta segurança de atendimento para o usuário, uma vez que, estatisticamente, ele só não terá essa vazão disponível em 5% do ano, aproximadamente 18 dias. A ANA aplica como disponibilidade hídrica outorgável, 70% da Q_{95} para a bacia do rio Paraíba do Sul.

Variações na fórmula do cálculo da disponibilidade decorrem de características naturais do corpo hídrico e interferências de reservatórios de regularização ou geração de energia elétrica do trecho do rio analisado. O cálculo da disponibilidade hídrica da bacia, considera ainda os usos já estabelecidos (demanda atendida) e as outorgas preventivas. Por isso é importante que mesmo os usos insignificantes liberados da outorga estejam cadastrados no sistema de outorga.

Para fins de cálculo de disponibilidade hídrica são considerados apenas os usos regularizados (Res. ANA nº 1.939/2017), embora a Área de Planejamento da ANA desenvolva estudos de estimativa de demanda real, incluindo os usos não

regularizados[23].

A ANA busca adotar a Q95 mensal na tentativa de acompanhar a sazonalidade natural da maioria das bacias brasileiras que tem no inverno, período normalmente entre julho e outubro a estação mais seca e vazões mais baixas. Sendo assim é possível ser menos restritivo nos meses mais úmidos, normalmente associados ao verão e mais restritivo nos meses de menores vazões. Com isso a Agência busca mais flexibilidade e otimização do uso da água.

Em bacias que contam com reservatório de regularização a referência para a disponibilidade hídrica passa a ser a simulação do balanço hídrico do reservatório, com o auxílio do *software* de rede de fluxo LABSID/AcquaNet, desenvolvido pela Universidade de São Paulo de acesso gratuito. Para essa simulação são necessários dados de séries de vazões afluentes, relação entre o volume armazenado e a área inundada a cada nível do reservatório (curva cota-área-volume), evaporação do local do reservatório e dados da operação do reservatório (vazão remanescente, volume de espera e prioridade de uso). Como se percebe, embora a regularização da vazão tenha o potencial de oferecer maior segurança de atendimento das demandas, a sua operação é mais complexa e depende de um maior número de fatores para previsão e controle.

Em reservatórios mais recentes, necessariamente aqueles outorgados a partir de 2003, quando passou a haver a exigência da emissão da Declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica (DRDH) a vazão outorgável se vincula a limitação dos usos a montante do empreendimento previsto. Assim a ANA utiliza o balanço hídrico do reservatório para contabilizar a disponibilidade hídrica e considera os ganhos da regularização da vazão para emissão das outorgas. No entanto, em reservatórios sem a DRDH não há a correlação da limitação dos usos a montante do reservatório, uma vez que estes são dados por este documento. Nestes casos, a ANA utiliza a vazão de referência Q95, como nos demais rios sem regularização (ANA, 2014b).

A muitos reservatórios existentes no Paraíba do Sul são anteriores a regra de obtenção da DRDH, e sendo eles pertencentes ao setor elétrico e interligados ao SIN, sua operação visa gerar energia ao menor custo para o sistema elétrico, muito embora, na prática atendam aos usos múltiplos (CARNEIRO, 2015). O que corroborou para revisão das regras operativas do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul – Guandu pós crise hídrica 2014-2015, quando se constatou que as regras operativas vigentes não ofereciam a segurança hídrica necessária para o abastecimento urbano, diante da redução dos volumes acumulados e falta de chuvas, caracterizada como a pior seca da bacia dos últimos 85 anos (ANA, 2015a).

23 Ver Nota Técnica nº 56/2015/SPR, que traz a estimativas de demandas consuntivas desagregadas em abastecimento urbano, rural, dessedentação animal, abastecimento industrial e irrigação, e demanda total por municípios e microbacias em m³/s. Os resultados estão disponíveis no Portal SNIRH.

As inúmeras intervenções e barragens recentes feitas no rio Paraíba do Sul têm exigência para DRDH (Resolução ANA nº 131/2003). Enquanto as mais antigas que não possuem DRDH, nem outorga de direito de uso, mas que operam comercialmente na Bacia, em cursos d'água de domínio da União, deveriam solicitar a outorga até 31/12/2016 (Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 1.305/2015). A transferência de águas do Paraíba do Sul para o Guandu realizada pelo Sistema Light não possui outorga de direito de uso. Embora a companhia tenha entrado na regra da ANA para regularização de casos desse tipo, e tivesse que começar o processo em 2016, a mesma por meio de liminar, amparada por seu contrato de concessão válido até 2026, está desobrigada a solicitar sua outorga de direito de uso (informação verbal)[24].

Se a montante dos reservatórios criam-se limitantes de uso, a jusante, a operação do reservatório deve respeitar critérios de outorga definidos pelo órgão gestor para manutenção da vazão mínima a ser mantida. Essa vazão mínima também denominada vazão de restrição passa a ser a referência a jusante dos reservatórios para determinação da disponibilidade hídrica e vazão outorgável para usos a jusante de reservatórios, somadas as vazões incrementais do trecho em análise.

Para a análise da demanda, a ANA trabalha na lógica de verificação de consistências para cada tipo de uso e usuário que solicita a outorga, comparando dados de referência para o uso com as informações declaradas pelo usuário. Na análise eletrônica, o usuário é indagado sobre a concordância com a vazão de demanda calculada pelo REGLA, se o mesmo concordar o pedido segue para deferimento. Caso contrário, o usuário precisa apresentar estudos técnicos que justifiquem a necessidade de maior vazão aos técnicos da ANA. Em geral, quando o uso é considerado de baixa eficiência técnica a ANA concede a outorga por prazo menor que o usual e condiciona a renovação ao alcance de metas de uso mais eficientes, estabelecidas no ato de outorga.

Após as análises técnicas, são elaboradas as Notas Técnicas e Minutas de Resolução que são anexadas ao processo de outorga para o deferimento ou indeferimento do pedido. A competência para examinar e decidir sobre os pedidos de outorga enquadrados na análise eletrônica é delegada ao superintendente de regulação e ao seu adjunto; as que passam por análise eletrônica e manual são delegadas ao diretor da área de regulação, exceto para casos específicos que devem passar pela diretoria colegiada, a exemplo da DRDH, finalidade de esgotamento sanitário, quando sem tratamento, ou ainda aquelas com indicação para indeferimento (Res. ANA nº 1.942/2017). Fica sob a competência da superintendência de regulação tornar público os atos de outorga por meio do Diário Oficial da União, seguida de sua inserção no SNIRH.

7. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA DE DOMÍNIO

24 Idem nota 2.

DE SÃO PAULO

Os critérios mínimos para análise dos pedidos de outorga no estado de São Paulo são apresentados nas PORTARIA DAEE nº 1.630/2017 e INSTRUÇÃO TÉCNICA DPO Nº 09, DE 30/05/2017. O DAEE-SP na análise dos pedidos de outorga considera ainda, as disposições dadas pelos Comitês de bacia em sua área de atuação.

O DAEE-SP órgão gestor estadual responsável pela regularização e fiscalização dos usos da água no estado, recebe os pedidos de outorga *on-line* por meio do Sistema de Outorga Eletrônica (SOE). O pedido de outorga pode ser solicitado também presencialmente nas diretorias de bacia do DAEE, a Diretoria de Bacia do Paraíba e Litoral Norte – BPB, atende aos municípios integrantes ao CBH-PS na sede e em mais quatro escritórios de apoio, por meio de requerimento impresso a partir do site e preenchido com os documentos comprobatórios exigidos. Para usos isentos de outorga, o usuário deve cadastrar-se por meio do Requerimento de Dispensa de Outorga, que também exige anexação de documentos complementares.

O DAEE outorga captação para diversas finalidades de uso. Também estão sujeitos à outorga obras ou serviços que possam alterar o regime, a quantidade e/ou qualidade dos recursos hídricos. Isso se aplica para águas superficiais sob seu domínio e subterrâneas. O lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos também é outorgado. São Paulo sai na frente em relação aos demais estados da bacia na regulamentação (Deliberação CRH nº 156, de 11/12/2013 e INSTRUÇÃO TÉCNICA DPO Nº 007, de 01/06/2015) de outorga para implementação de empreendimento de reúso de ETE.

Uma particularidade do DAEE, na integração com o licenciamento, é a exigência de prévia manifestação do DAEE para viabilidade de implantação de empreendimentos na fase de planejamento, que deve ser solicitada pelo usuário por meio de requerimento e documentos exigidos, como num pedido de outorga de direito de uso da água.

Para os Usos de aproveitamento do Potencial Hidráulico as Declaração sobre Viabilidade de Implantação de empreendimentos (DVI), seria o equivalente à DRDH da ANA, resguardadas as devidas definições, a DVI tem validade de 1 ano. Na avaliação para concessão da DVI o DAEE encaminha o pedido para análise e manifestação do Comitê de Bacia quanto à viabilidade de implantação do projeto. Após a obtenção de licenças ambientais o usuário deve solicitar a outorga de direito de uso, pois assim como a DRDH, a DVI não permite o uso da água, trata-se apenas de uma reserva da disponibilidade hídrica para uso futuro. São condicionantes para obtenção da outorga a instalação de no mínimo dois postos de monitoramento e armazenamento de dados de vazão. (INSTRUÇÃO TÉCNICA do DAEE - DPO nº 12, de 30/05/2017).

Os usos insignificantes são regulamentados na Portaria do DAEE nº 1.631/2017, resumidamente para usos consuntivos superficiais e lançamento de efluentes são caracterizados como insignificantes: os volumes até 25 m³/dia; se as captações ocorrerem em tanque escavado ou várzeas o volume é reduzido para até 15 m³/dia; as acumulações de água por barramentos não podem ultrapassar armazenamento de 30.000 m³. Os usos dispensados de regularização são dados pela Portaria do DAEE nº 1.630/2017. Esse tipo regulamentação ao mesmo tempo que deixa claro os critérios adotados para a outorga, engessa o sistema, pois assume um único padrão para diferentes corpos hídricos.

Para o cálculo da disponibilidade hídrica, o DAEE utiliza a vazão de referência Q 7,10, a qual 50% é dada como vazão de restrição a jusante de barramentos.

As outorgas são comunicadas após a conclusão de sua análise por meio de Portaria de Autorização para usuários privados e de Concessão para utilidade pública, no caso de indeferimento do pedido se dá o Informe de Indeferimento. São condicionantes para as outorgas a instalação de hidrômetros e construção de estruturas de dissipação de energia para prevenção de erosão para lançamentos superficiais.

O SOE foi implantado recentemente, em 2017 e ainda não recebe eletronicamente os processos para todas as finalidades, mas as que ocorrem em maior proporção no estado, cerca de 80% dos pedidos referem-se a lançamentos, captação e barragens. Para as demais finalidades, o acesso se dá pelo SOE, mas o usuário imprime o requerimento e protocola em uma Diretoria do DAEE. Além do mais, as análises não são totalmente automatizadas, o ganho do sistema refere-se a tornar os pedidos eletrônicos, assim como os documentos digitais, reduzindo substancialmente processos em meio físico e consequentemente o tempo de busca de documentos e manuseio em arquivos. O SOE também tem funcionalidade para acompanhamento do processo, ou acesso a informações de outorgas já emitidas, por meio do CPF ou CNPJ pelo usuário.

No que se refere as prioridades de uso são as mesmas estabelecidas pela legislação federal. Para o ano de 2018, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) deve discutir na Câmara Técnica Gestão de Usos Múltiplos de Recursos Hídricos (CTUM) para propor aos Comitês de Bacias diretrizes para o estabelecimento de prioridades de uso da água em situações de escassez hídrica (CORRENTEZA, 2018).

Verifica-se que o processo de outorga, assim como os critérios e técnicas de análise encontram-se amplamente documentados no site do DAEE-SP.

8. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA DE DOMÍNIO DO RIO DE JANEIRO

Nos rios de domínio do estado do Rio de Janeiro, o INEA-RJ é o órgão gestor de recursos hídricos competente para a análise e emissão das outorgas superficiais e subterrâneas, entre suas tarefas estão incluídas a regularização e a fiscalização dos usos.

O órgão não possui disponível para consulta pública um "manual de outorga" para orientação dos usuários ou técnicos, como a ANA, mas disponibiliza um guia resumido sobre a outorga no estado, publicado em 2010 (INEA, 2010). Este guia informa como o usuário deve proceder para a obtenção da outorga, mas não informa sobre os critérios adotados para avaliação dos pedidos de outorga.

Quanto a regularização dos usos, o INEA desde 2006 utiliza o CNARH, desenvolvido pela ANA como sistema para cadastro dos usuários e seus respectivos usos. O cadastro no CNARH é pré-requisito para o pedido de Outorga de Direito de Uso da Água, ou da Certidão Ambiental de Uso Insignificante, a ser feito pelo usuário ao INEA, através da Diretoria de Licenciamento (DILAM), a mesma que recebe os pedidos de licenciamento ambiental para atividades potencialmente poluidoras.

Atualmente o cadastro passa por mudanças para se adaptar à nova plataforma on-line, desenvolvida pela ANA, o CNARH 4.0, que promete viabilizar a junção de cadastros de regularização do uso superficiais ou subterrâneos.

O usuário de águas do estado pode fazer o cadastro *online* na página do CNARH ou em uma superintendência do INEA. Após o cadastro, o usuário deve solicitar ao INEA, por meio do setor de licenciamento ambiental a regularização do uso para uma das modalidades de outorga estabelecidas pelo órgão.

Os limites mínimos para enquadrar-se em usuário sujeito à outorga e à cobrança pelo uso são: captação superficial superior a 0,4 l/s e volume diário maior que 34.560 l/d; extração de água subterrânea com vazão superior a 5.000 l/d ou vazão instantânea de 0,4 l/s; os lançamentos de efluentes e produção de energia; para os aproveitamentos hidrelétricos do tipo PCH com até 1 MW de potência instalada (INEA, 2010). Os usos inelegíveis obedecem a critérios da Resolução INEA nº 84/2014, o usuário deve consultar no Portal do Licenciamento do INEA para verificar o enquadramento do seu uso nestes termos, em caso positivo a certidão é emitida após a consulta, podendo ser impressa. Nestes casos não é necessário abrir um processo no órgão gestor (Folheto de Campanha de regularização dos usos do INEA, 2015). A cobrança é feita sobre os volumes captados e ou lançados, e sendo assim é obrigatória a instalação de equipamentos de medição de vazão.

O Registro das interferências em corpos hídricos no CNARH é ponto a ponto, isto significa, que cada interferência, é um cadastro único, mesmo que

um único usuário possua várias interferências. Ao final da análise do pedido de outorga é associado ao registro no CNARH o respectivo ato de outorga ou declaração de uso insignificante (SOUZA, et al., 2017). Essa forma de operar o cadastro está de acordo com a operação do cadastro pela ANA. A compatibilização da operação do cadastro e utilização das mesmas bases caminham para melhoria de consistência dos dados e redução das dificuldades de integração das bases de dados em bacias com rios de diferentes dominialidade, caso da baciada bacia do Paraíba do Sul.

O prazo para análise técnica do INEA-RJ, após a solicitação do usuário, é de 6 meses. No Diário Oficial do Estado publica-se apenas a autorização da outorga, os demais documentos de regularização são publicados no Boletim de Serviço do INEA, disponível no *site*. O prazo da concessão da outorga varia entre 5 e 35 anos. Dependem de outorga as captações superficiais, as extrações de águas subterrâneas, o lançamento de efluentes, aproveitamentos hidroelétricos e outros usos que alterem o regime, quantidade ou qualidade da água. Entre os usos liberados da outorga estão: os que se destinam ao atendimento de pequenos núcleos populacionais, vazões e volumes insignificantes para captação ou lançamentos (INEA, 2010).

Além da Outorga de direito de uso, o INEA autoriza a Renovação de Outorga, Comunicação de Desistência, Solicitação de Uso Insignificante, Transferência de Outorga, Reserva de Água (Outorga Preventiva). A transferência de Outorga se dá nos mesmos termos utilizados pela ANA, baseados na Resolução do CNRH nº 16/2001. A Outorga preventiva atende a empreendimentos que precisam de um período de planejamento e licenciamento ambiental, e não dá o direito ao uso, apenas reserva a disponibilidade hídrica para o futuro. A outorga preventiva aplica-se também ao setor elétrico, neste caso a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) solicita ao INEA a prévia declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica, a exemplo do que ocorre em nível federal. O prazo da Declaração de Reserva da água (documento referente a outorga preventiva) tem validade máxima de 3 anos.

Apesar de o INEA não outorgar para finalidade de diluições de efluentes, algumas regras são observadas para o licenciamento ambiental, neste contexto, a Lei estadual nº 3.239/99 (artigo 261, parágrafo 4º) estabelece que a outorga só será concedida se a captação for a jusante do lançamento dos efluentes das instalações do empreendimento. Sempre que possível o órgão exige a aplicação desta regra, as exceções precisam ser claramente justificadas pelo empreendedor[25] (Informação verbal).

O fluxo administrativo de análise dos pedidos de outorga envolve diretamente duas Áreas de Serviço: O Serviço de Outorga (SEORH) e o Serviço de

25 Em conversa entre o pesquisador e técnicos dos serviços de outorga e hidrologia do INEA, realizada na sede do órgão, no Rio de Janeiro, em 10 de agosto de 2018.

Hidrologia (SEHID). Esses serviços estão subordinados à Gerência de Licenciamento de Recursos Hídricos (GELIRH), que por sua vez, faz parte da Diretoria de Licenciamento (DILAM). Daí entende-se que a outorga de direito de uso, é um instrumento da Lei das Águas, que no estado do RJ integra-se a agenda ambiental, sendo parte inclusive do Licenciamento.

Recentemente, nos últimos 2 anos, a Diretoria de Gestão de Águas e do Território (DIGAT), foi desmembrada e parte dela responsável pelo Cadastro e Cobrança, também instrumentos de gestão da Política Estadual de Recursos Hídricos passou a estar subordinada diretamente a Secretaria do Estado do Ambiente (SEA). Assim embora haja grande interface entre esses instrumentos, sua aplicação encontra-se pulverizada em órgãos associados a SEA. Esta nova conformação do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos no Estado ainda está em consolidação, mas aproxima-se mais da organização de MG, por exemplo.

Simplificadamente, os pedidos de regularização de uso utilizam como porta de entrada o CNARH 4.0, por meio da interface digital REGLA para o cadastro inicial. O pedido em si se dá por meio aplicativo Portal do Licenciamento, num esforço de redução de processos em meio físico, mas os documentos exigidos ao usuário, incluindo os dados cadastrais já inseridos no CNARH compõem parte do processo. Os documentos podem ser entregues na sede do INEA ou nas Superintendências por Região Hidrográfica. Recentemente a Superintendência da RH-Guandu foi extinta e seus processos e novos pedidos pulverizados para as outras mais próximas.

As análises de uso insignificante subterrâneos podem ser feitas diretamente pela superintendência que o recebe. Os demais processos são analisados na sede do INEA. O SEORH analisa os pedidos de águas subterrâneas e superficiais. Para as superficiais conta com o apoio do SEHID para os cálculos e pareceres sobre a disponibilidade hídrica. Nem todas os escritórios das Superintendências foram equipados para trabalhar com processos digitais, o que aumenta o tempo de encaminhamento dos pedidos para a sede, onde são analisados.

O cálculo da disponibilidade hídrica é realizado manualmente por técnicos que utilizam registros em tabelas, provenientes dos documentos de usos já regularizados, para conhecimento da demanda do corpo hídrico a montante e jusante do novo uso. A definição da Q7,10, vazão de referência adotada pelo órgão, necessita de muitos dados, os quais não estão disponíveis para as pequenas bacias existentes no estado. Então utiliza-se, na falta de dados medidos os estudos de regionalização de vazão realizados pelo CPRM para bacias muito maiores. A disponibilidade hídrica considera apenas 50% da Q7,10 como vazão outorgável o restante é a vazão ambiental.

Mais uma vez o engessamento do sistema por meio de regulações padronizadas por unidade político administrativa, desconsidera as peculiaridades locais, neste caso, a falta de dados medidos localmente, e reduz a flexibilidade do siste-

ma. A adoção da Q95, por exemplo como vazão de referência simplificaria a definição da disponibilidade hídrica por depender de um menor número e período de dados monitorados[26], além do que, nas bacias afluentes ao Paraíba do Sul os critérios de outorga seriam mais homogêneos.

A equipe do SEORH atua exclusivamente na análise das outorgas, enquanto a SEHID atende a outros serviços concomitantemente. A SEORH conta com uma equipe de 8 analistas, sendo 6 para análises subterrâneas e 2 superficiais, essa distribuição se justifica pelo número de pedidos, entretanto, os volumes outorgados superficiais são imensamente superiores aos subsuperficiais. Garrido Neto et al. (2015) apontam fatores que contribuem para um elevado déficit e acúmulo de pedidos de outorga sem análise no Órgão: corpo técnico reduzido, necessidade de um banco de dados mais eficiente e consistido, além de sobrecarga aos técnicos da SEORH de documentação geral que poderia ser realizado por técnicos específicos.

Apesar de o CNARH ser a porta de entrada para regularização do uso, ele serve como um cadastro, ao qual posteriormente serão anexados os documentos referentes e restrições de outorga para o usuário correspondente, para fins de análises numéricas e integração com o sistema federal, operado pela ANA, uma vez que o estado é muito dependente das águas que recebe do Paraíba do Sul por transposição, captação direta nos municípios que margeiam o rio, além de quatro das suas nove regiões hidrográficas serem afluentes ao Paraíba. Diante do exposto, o uso do CNARH, mesmo que não aplicado como insumo de dados aos processos de outorga, se justifica para a integração e conhecimento dos usuários da bacia e demanda hídrica instalada e regularizada.

9. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA DE DOMÍNIO DE MINAS GERAIS

O IGAM-MG, órgão gestor de recursos hídricos estaduais responsável pela regularização e fiscalização dos usos da água, está diretamente vinculado à Secretaria de Estados de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD). Também vinculados a SEMAD estão o Instituto Estadual de Florestas - IEF e a Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, que em certa medida, atuam junto ao IGAM na implementação de instrumentos do Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SEGRH-MG). O IEF por exemplo atua na Recuperação de nascentes e matas ciliares degradadas.

Duas Unidades de Planejamento de um total de 36 do estado, são afluentes à bacia do rio Paraíba do Sul, a PS1 e a PS2, ambas com CBH instalados, CBH Preto e Paraibuna e CBH COMPÉ, respectivamente. O primeiro instalado em 2005 e o segundo, em 2006.

26 Em conversa com do pesquisador com técnicos dos serviços de outorga e hidrologia do INEA, realizada na sede do órgão, no Rio de Janeiro, em 10 de agosto de 2018.

Sobre os instrumentos de gestão, as duas sub-bacias possuem Planos Diretores de Recursos Hídricos, embora ainda sejam desafios a integração entre os objetivos e metas dos planos e o planejamento territorial da bacia; e a definição da matriz de responsabilidade para implementar as ações propostas. O enquadramento da PS1 foi regulamentado pela DN COPAM nº 18/98. Até 2016, a vazão outorgada nas sub-bacias do Paraíba do Sul da porção mineira somava um volume de 7.909,39 L/s. A cobrança só teve início em 2014, após aprovação do CERH dos mecanismos e valores propostos pelos CBH Preto e Paraibuna e CBH COMPÉ, além do início do contrato de gestão com a AGEVAP para a função de Agência de Bacia (SANTOS, 2016).

O IGAM-MG regula os usos por meio da Outorga de Direito de Uso da Água e do Cadastro de Uso Insignificante. O instrumento instituído pela Lei Estadual nº 13.199/1999 e regulamentado pela Portaria IGAM nº 49/2010, autoriza o usuário solicitante o direito de uso da água. A metodologia para análise técnica dos pedidos de outorga está documentada e disponível para os usuários no site do IGAM no documento: Manual Técnico e Administrativo de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos no Estado de Minas Gerais, publicado em 2010.

Nas bacias PS1 e PS2 as captações até 1,0 L/s e acumulações de até 5000 m³ são consideradas insignificantes.

A vazão de referência adotada é a Q,7,10, sendo 50% da Q7,10 destinada a vazão residual e os 50% restantes entendido como vazão disponível para alocação descontado os usos a jusante e montante. Pela peculiaridade de ter parte de seu território, notadamente norte do estado, lidando sempre com disponibilidade hídrica insuficiente para atender a demanda, o IGAM lança mão em bacias declaradas em situação de conflito de um processo de outorga coletiva afim de conciliar os usos em tal área. Das 63 Áreas de Conflito Declaradas (DAC) até 2015, nenhuma situava-se nas sub-bacias do Paraíba do Sul. As DAC e outorga coletivas são reguladas pela Resolução Conjunta SEMAD/IGAM nº 1.548/2012 (SANTANA, 2016).

As solicitações de outorga são feitas nas Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SUPRAM, por meio de protocolo de formulário específico acompanhado de documentos listados no site do IGAM. Sua análise tem custo ao usuário solicitante. São condicionantes gerais para as outorgas o monitoramento de vazões por meio de equipamentos instalados pelo usuário. Os pedidos de outorga passam por análise jurídica e técnica. Aos usos insignificantes, é obrigatório o cadastro que já pode ser efetuado *online* pelo Sistema de Cadastro de Uso Insignificante de Recursos Hídricos sem custo para o usuário, a partir do qual é emitida a Certidão de Registro de Uso Insignificante de Recurso Hídrico (Portaria IGAM n° 28/2017).

Os prazos máximos para duração da outorga variam de 5 a 35 anos e acompanham a validade de licenças ambientais no caso de empreendimentos que as exijam. O IGAM aceita pedidos renovação e retificação da outorga de direito de uso. O órgão também concede a Declaração de Reserva de Disponibilidade Hídrica (DRDH) para aproveitamento dos potenciais hidráulicos, que posteriormente devem ser convertidos em outorga de direito de uso, a exemplo do instrumento federal equivalente. A DRDH estadual tem validade de 3 anos e pode ser renovada.

A outorga para a finalidade de lançamento de efluentes, embora já regulamentada pela Deliberação Normativa CERH nº 26/2008, está sendo regularizada por etapas por convocação de usuários em bacias específicas estabelecidas em Portarias do IGAM. Ainda não houve convocação para os trechos da PS1 e PS2, áreas de gestão de recursos hídricos estaduais, correspondentes a bacia do Paraíba do Sul. Essa finalidade será analisada com base na vazão de diluição para o parâmetro de análise DBO, considerando, o enquadramento do corpo hídrico receptor e a disponibilidade hídrica existente.

10. OUTORGA DE DIREITO DE USO NAS BACIAS DO PARAÍBA DO SUL E DO GUANDU: QUADRO RESUMO E CONSIDERAÇÕES GERAIS

Para dar um panorama global acerca da alocação de água por meio da concessão de outorgas de uso nas Bacias Paraíba do Sul e Guandu, elaboramos uma tabela que resume os principais aspectos legais, institucionais e técnicos envolvidos (Tabela 1).

Tabela 1 - Quadro Resumo da Outorga nas Bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu, por órgão gestor

Informações	Rio Paraíba do Sul – Domínio Federal - ANA	Trecho da bacia do Paraíba do Sul por estados e Bacia do Guandu par o INEA			
		Estado de São Paulo - DAEE	Estado de Minas Gerais - IGAM		Estado do Rio de Janeiro - INEA
	Legenda - aspectos:	Legais	Institucionais		Técnicos
Leis que definem a outorga	**Leis Federais**: nº 9.433/97; nº 9.984/2000; **Resoluções CNRH nº: 16/2001** - Diretrizes gerais p/ outorgas; **29/2002** -Diretrizes gerais p/ outorga na mineração; **37/2004** - Diretrizes para outorga p/ implantação de barragens em planejamento; **129/2011** - Diretrizes para vazões mínimas; **140/2012** -Critérios gerais p/ outorga diluição de efluentes; **Resoluções** ANA:1.935 até 1.942/2017 - novos procedimentos para cadastro e outorga com utilização do REGLA; **Resolução Conjunta:** ANA/ANEEL nº 1.305/2015 - diretrizes para outorga p/ empreendimentos hidrelétricos em operação - **Prazo para as UHE do BPS - 31/12/2016.**	**Lei Estadual : nº 7.663/91** - Política Estadual de Recursos Hídricos. **Decreto Estadual: nº 41.258/96** -Regulamenta a outorga- alterado pelo Decreto Estadual nº **50.667/2006** - Regulamento da Outorga de Direitos de Uso dos Recursos Hídricos.). **Portarias DAEE 1.630/2017** - Procedimentos técnicos e administrativos p/ outorga de direito de uso e de interferência em recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo; **1631/2017**- usos de recursos hídricos superficiais e subterrâneos e reservatórios de acumulação que independem de outorga.	**Lei Estadual : nº** 13.199/99 - Política Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberações Normativas CERHMG: nº 03/2001, 07/2002 e 09/2004** - define os usos considerados como insignificantes; **nº 26/2008** -estabelece os procedimentos gerais de natureza técnica e administrativa p/ outorga p/ o lançamento de efluentes em corpos de água superficiais no domínio do EMG; **no 28/2009**, estabelece os procedimentos técnicos e administrativos para DRDH e outorga para aproveitamentos hidrelétricos em MG Portarias administrativas IGAM: nº 49/ 2010- estabelece os procedimentos para a regularização do uso de recursos hídricos do domínio do Estado de Minas Gerais.	**Lei Estadual nº 3.239/1999** - Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos; **Portarias SERLA (atual INEA):** nº.567/2007; nº 555/2007; no 591/2007, estabelece os procedimentos técnicos e administrativos para emissão de declaração de reserva de disponibilidade hídrica e de outorga para uso de potencial de energia hidráulica para aproveitamentos hidrelétricos em rios de domínio do Estado;
Usos sujeitos à outorga	**Captações superficiais** a fio d'água e em reservatórios, **lançamento de efluentes**, aproveitamentos hidrelétricos e outros usos que alterem a quantidade, qualidade ou o regime de um corpo de água	**Captações superficiais** a fio d'água e em barramentos; lançamento de efluentes; **extração de águas subterrâneas**; aproveitamentos hidrelétricos e	Acumulações, derivações ou captações de parcela da **água superficial** para consumo final; extração de água de **aqüífero subterrâneo**; diluição, transporte ou disposição final de efluentes; aproveitamento dos potenciais hidrelétricos (inclusive os inferiores a 1MW, dispensados da DRDH).		Derivação ou **captação** de água em um corpo de água; **Extração de água de aquíferos**; **Aquicultura** (Resolução Inea no 78/2013); **Lançamento em corpo d'água**, de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final. Aproveitamento de potenciais hidrelétricos;
Usos que independem de outorga	Captações para satisfação de pequenos núcleos populacionais no meio rural; acumulações, derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes.	Captações para satisfação de necessidades domésticas de propriedades e de pequenos núcleos populacionais no meio rural; usos considerados insignificantes.	Captações para satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais no meio rural (população igual ou inferior a 600 habitantes); dessedentação de animais diretamente no curso de água; usos considerados insignificantes		O uso para a satisfação das necessidades individuais ou de pequenos núcleos populacionais, em meio rural ou urbano, para atenderás necessidades básicas da vida. O usos considerados insignificantes ou ou inelegíveis.
Tipos de autorização de uso ou interferência no corpo hídrico	Outorga preventiva de uso (limite máx. de 3 anos, não autoriza o direito de uso da água); declaração de reserva de disponibilidade hídrica (para aproveitamentos hidrelétricos) e; Outorga de direito de uso de recursos hídricos, e suas alterações, como renovação, transferencia, cancelamento.	Autorização ou Concessão do Direito de Uso de Recursos Hídricos; Outorga de Autorização de Implantação de Empreendimento (para aproveitamentos hidrelétricos); prévia outorga de licença de execução (extração de água subterrânea); Declaração de Viabilidade de Implantação; Renovação, Alteração Técnica ou Administrativa, Desistência, Trasferencia de usos ou interferências;	Outorga de direito de uso de recursos hídricos e manifestação prévia internamente dentro do Sistema Integrado de Meio Ambiente. Autorização para perfuração de poço; Transferências, renovações, alterações ou retificação de informações da outorga.		Outorga de direito de uso; Reserva de disponibilidade hídrica para aproveitamentos hidrelétricos; autorização para perfuração de poços tubulares; Renovação de Outorga, Comunicação de Desistência, Transferência de Outorga, Reserva de Água ou Outorga Preventiva.

Informações	Rio Paraíba do Sul – Domínio Federal - ANA	Trecho da bacia do Paraíba do Sul por estados e Bacia do Guandu par o INEA		
		Estado de São Paulo - DAEE	Estado de Minas Gerais - IGAM	Estado do Rio de Janeiro - INEA
	Legenda - aspectos:	Legais	Institucionais	Técnicos
Atribuições legais de cada instituição envolvidas.	**CNRH -** Estabelecer critérios gerais para outorga; Aprovar o Plano de recursos hídricos e que deve conter as prioridades de outorga. **ANA -** órgão gestor de recursos hídricos de domínio da União, responsável pela emissão da outorga, sua regulamentação e fiscalização; implementa, operacionaliza, controla e avalia os instrumentos da PNRH, incluindo a outorga. **Comitê de bacia – CEIVAP -** aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da Bacia que deve conter o balanço hídrico quali-quantitativo da bacia e as prioridades de outorga; propor ao CNRH e aos CERH os critérios para a determinação de usos insignificantes de águas; **Agencia de bacia – AGEVAP** – Manter atualizado o balanço hídrico da bacia; propor ao comitê o enquadramento dos corpos hídricos em classes de uso preponderantes para envio ao CNRH.	**CRH- SP -** Estabelecer critérios gerais para outorga; Aprovar o Plano Estadual de Recursos Hídricos, que deve conter as prioridades de outorga. Departamento de Águas e Energia Elétrica- **DAEE** é o órgão gestor dos recursos hídricos do Estado de São Paulo p/ Outorga, fiscalização; planejamento; cadastramento; atuação, participação e suporte técnico-administrativo aos Comitês de Bacias Hidrográficas e suas Câmaras Técnicas; atendimento aos usuários de recursos hídricos.	**CERH-MG**: estabelecer os critérios e normas gerais para a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; aprovar as vazões remanescentes e de referencia dos planos; **Comitês**: definem nos Planos Diretores de RH, as vazões remanescente e de referencia, as quais estão condicionadas as outorgas; aprovação dos requerimentos de outorga de empreendimentos de grande porte e com grande potencial poluidor; **COPAM -** Conselho Estadual de Meio /ambiente: diretrizes para enquadramento;	**CERHI-RJ**: estabelecer os critérios e normas gerais para a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; **Comitês:** propor ao CERHI os limites para usos insignificantes; aprovar a vazão de referencia estabelecidas nos planos de bacia hidrográfica; **INEA:** análise e emissão dos atos de outorga e declaração de uso insignificante;
águas subterrâneas	As águas subterrâneas são de domínio estadual.	Possui critério para análise de outorga subterrânea, em função da interferência entre poços e do tipo de aquífero onde se faz a exploração, além de problemas de contaminação do solo ou aquífero.	Outorga o uso de água subterrânea. Captações em nascentes e surgencias são consideradas águas subterrâneas, incluindo sua APP, assim como rebaixamento de nível da água para mineração ou obras de engenharia, e intervenção no meio aluvionar para minetação. Todas passíveis de outorga.	Outorga o uso de água subterrânea. Portaria SERLA nº 385/2005

Informações	Rio Paraíba do Sul – Domínio Federal - ANA	Trecho da bacia do Paraíba do Sul por estados e Bacia do Guandu par o INEA		
		Estado de São Paulo - DAEE	Estado de Minas Gerais - IGAM	Estado do Rio de Janeiro - INEA
	Legenda - aspectos:	Legais	Institucionais	Técnicos
Órgão responsável pela outorga	**ANA** – analisa e concede a outorga; **Área dentro do órgão que analisa as outorgas**: Superintendência de Outorga e Cobrança, subordinada à Diretoria da Área de Regulação que por sua vez é subordinada ao Diretor-Presidente.	Departamento de Águas e Energia Elétrica - **DAEE-SP**, que também atua como agencia de águas (conjuntura, 2016).	Instituto Mineiro de Gestão das Águas – **IGAM-MG** - Divisão de Regulação e Controle, subordinada à Diretoria de Instrumentalização e Controle que subordinada à Diretoria Geral. O requerimento de outorga pode ser solicitado nas Superintendências Regionais de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - SUPRAMs;	Instituto Estadual do Ambiente - **INEA-RJ** Diretoria de Licenciamento Ambiental – DILAM (SEORH e SEHID - Serviço de outorga e de Hidrologia, respectivamente). Regularização dos usos e cobrança-Subsecretaria de Segurança Hídrica e Governança das Águas - **SEA-RJ**
Integração quantidade e qualidade; Nível de articulação com o órgão ambiental	A integração com o órgão ambiental se dá no momento do licenciamento do empreendimento. Para empreendimentos que necessitem de reserva de disponibiliade hídrica, a manifestação prévia (documento gerado pelo orgão de RH) é exigidade para a licença prévia; para empreendimentos que utilizem água na implantação é exigida a outorga para obtenção da licença de intalação; para os demais casos a outorga é exigida pelo orgão ambiental para licença de instalação e de operação (Res. CNRH 65/2006); A integração se dá também para os critérios de enquadramento dos corpos hídricos por usos preponderantes.	A outoga de direito de uso (emitida pelo Daee) é exigida para a obtenção da licença de instalação e de operação (emitidas pela CETESB); Para a licença prévia a CETESB exige a Declaração de Viabilidade de Implantação emitida pelo Daee (Resolução Conjunta SMA/SERHS 1/2005). Enquanto a Daee para emissão de outorgas deve considerar como condicionantes: áreas de restrição e controle, estabelecidas pelo CRH*, as áreas contaminadas declaradas pela CETESB e as fontes pontuais com potencial de contaminação do solo e das águas subterrâneas (Resolução Conjunta SMA/SERHS/SES – 3/2006)	Sistema de balcão único. O processo é protocolado no local que for licenciar o empreendimento (FEAM ou IEF) e encaminhado ao IGAM, que analisa e retorna o resultado para esses órgãos terminarem o procedimento de análise de licenciamento. Procedimento determinado pela Resolução SEMAD 146/2003.	A obtenção de Outorga ou Certidão Ambiental para utilização de recursos hídricos antecede o requerimento da Licença Ambiental, visto que é documento exigido para o licenciamento.
Órgãos(s) responsável(s) pelas Informações de monitoramento quantitativo e qualitativo da água	**ANA** - Sistema Nacional de Informações sobre recursos hídricos - SNIRH (inclui dados hidrológicos, operação dos reservatórios, Cadastro de usuários e outorga).	Sim, **DAEE** (outorgas e sistemas de monitoramento) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - **CETESB** (Sistemas de monitoramento de qualidade da água) - Infoáguas.	**IGAM** - Projeto Águas de Minas, criado em 1985 e operado desde 1997. As águas subterraneas só começaram a ser monitoradas em 2005. Ambos monitoram a qualidade das águas. Boletins hidrometeorológicos são elaborados quinzenalmente pela Diretoria de Pesquisa, Desenvolvimento e Monitoramento das Águas – DPMA/IGAM.	**INEA**. Monitora qualidade e quantidade de água.
Participação dos comites no processo de outorga	Não	Em casos de notório impacto; em casos de reversão; na decretação de Bacias Críticas. Ainda na fase de Autorização de Implantação do Empreendimento (hidroelétricos), o DAEE encaminha o assunto ao Comitê de Bacia Hidrográfica para manifestação quanto à viabilidade dos usos dos recursos hídricos pretendidos.	Sim, em casos de empreendimentos de grande porte a outorga passa pela aprovação do comitê, a emissão continua como competência do IGAM. (DN CERH n° 07/02 – define o porte de empreendimentos em recursos hídricos).	Não

Informações	Rio Paraíba do Sul – Domínio Federal - ANA	Trecho da bacia do Paraíba do Sul por estados e Bacia do Guandu par o INEA		
		Estado de São Paulo - DAEE	Estado de Minas Gerais - IGAM	Estado do Rio de Janeiro - INEA
	Legenda - aspectos:	Legais	Institucionais	Técnicos
critérios de outorga	Vazão de referência ou máxima outorgável; máximo outorgável por usuário; Limite de uso insignificante; Vazão mínima remanescente	Vazão de referência ou máxima outorgável; máximo outorgável por usuário; Limite de uso insignificante; Vazão mínima remanescente	Vazão de referencia; vazão máxima outorgável para usos consuntivos; fluxo residual mínimo a jusante (vazão remanescente). Os critérios diferenciam-se para rios regularizados.	Vazão de referência ou máxima outorgável; máximo outorgável por usuário; Limite de uso insignificante; Vazão mínima remanescente
vazão de referencia	Q95%	Q7,10	Q7,10	Q7,10
Vazão outorgável	70% da Q95. O Limite por usuário individual é de 20% da vazão outorgável. Utiliza como critério, padrões de eficiência no uso da água.	50% da Q7,10 por bacia. O limite por usuário individual é de até 20% da Q7,10.	30 a 50% da Q7,10 e 50% da Q7,10 para **diluição de efluentes**, por empreendimento.	O INEA adota 50% da Q7,10, a vazão ambiental também é de 50% da Q7,10.
Volumes considerados insignificantes	1,0 L/s para captações superficiais. Trecho do rio PdS a partir do reservatório da UHE Funil até a foz, para diluição de efluentes a carga organica máxima (DBO 5,20 em kg/dia) de 15 e temperatura superior a do corpo hídrico até 850 m3/dia de efluente (Resolução ANA nº 1.175/2013)	captações superficiais ou lançamento de efluentes de até 25m³/dia; subterrâneas: até 15m³/dia; barramentos ou tanque escavado com acumulação máxima de 30.000m³ (Portaria Daee 1.631/2017)	1,0 L/s p/ águas superficiais; 10,0m³/dia (águas subterrâneas) (Deliberação CERH-MG nº 09/2004) Reservatórios de acumulação considerados insignificantes para efeito de outorga 5.000m³. acumulação de captações subterrâneas-volume menor ou igual a 10 m3/dia.	captações, as derivações e os lançamentos cujas vazões não excedam 0,4 litro por segundo; águas subterrâneas até o volume de 5.000 litros diários (Leis Estaduais nº 4.247/2003 e nº 5.234/2008); superficial: acima de 0,4 l/s ou 34.560 mil l/dia; subterrânea: acima de 5 mil l/dia (*) (*)exceto uso agropecuário em que se mantém o limite anterior; PCH de até 1 MW.
Vazão Mínima Remanescente	Vazão mínima remanescente e de restrição - varia por trecho em função da regularização de vazões.	50% da Q7,10 - adotada no Estado pelo DAEE	50% a 70% da Q7,10 (Portarias administrativas IGAM nº 010/98 e 007/99).	50% da Q7,10
Parâmetros de qualidade para outorga de lançamento de efluentes	Utiliza como critério o atendimento à classe enquadrada dos corpos de água em função dos parâmetros da Resolução Conama nº 20/86. Utiliza o conceito de vazão de diluição e trabalha com DBO, temperatura e fósforo, este para o caso de reservatórios.	A outorga para diluição de efluentes destina-se a efluentes tratados, considera apenas aspectos quantitativos. Contudo há a exigência da LI da CETESB, órgão ambiental que faz uma análise qualitativa da diluição de efluentes no momento do licenciamento ambiental.	A bacia do PS etá temporariamente suspensa da obrigatoriedade de outorgar os lançamentos de efluentes. A DN CERH no 26/2008 estabelece como referência para a análise da outorga de diluição de efluentes o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Utiliza o conceito de vazão de diluição. As metas propostas no enquadramento devem ser observadas.	A outorga de lançamento de efluentes não é ainda realizada visando a capacidade de diluição no corpo hídrico receptor, apenas a quantidade (vazão) a ser lançada, no entanto a outorgada deverá atender aos padrões de lançamento de efluentes líquidos estabelecidos pelas normas aprovadas pelas Deliberações CECA, assim as demais condições de validades específicas de sua Licença Ambiental.
Períodos de vigência da outorga?	Máximo 35 anos, renovável (Lei 9.433/1997). Não há critério estabelecido para concessão de prazos de validade das outorgas. Apenas nos casos de abastecimento público e aproveitamentos hidrelétricos em que é seguida a data de validade das concessões. Lei Federal 9.984/2000 estabelece limites e prazos para outorga: I - Até dois anos, para início da implantação do empreendimento objeto da outorga; II - Até seis anos, para conclusão da implantação do empreendimento projetado; III - Até trinta e cinco anos, para vigência da outorga de direito de uso.	No caso de licenças de execução, até o término das obras. Para autorizações, máximo de 5 anos; para concessões o máximo é de 10 anos e para obras hidráulicas o prazo máximo é de 30 anos (Portaria DAEE1.630/2018).	Autorizações: 5 anos e Concessões: o prazo máximo é de 35 anos mas normalmente são concedidas com prazos de até 20 anos. a) até 35 (trinta e cinco) anos para as concessões; b) até 05 (cinco) anos para as autorizações; o mesmo prazo da licença ambiental ou da AAF; até 01 (um) ano, quando a outorga não estiver vinculada a empreendimento licenciado ou detentor de AAF; até o término da vigência da Licença de Instalação – LI; até 01 (um) ano, nos casos em que for emitida na fase de Licença de Operação – LO.	prazo mínimo de concessão de outorga é de 5 anos e o prazo máximo é de 35 anos; prazo de validade da declaração de Reserva de Disponibilidae hídrica é de no máximo 3 anos.
Base de informação técnica para outorga	REGLA, disponível on-line, utilizado para cadastro, regularização dos usos ebalanço hídrico. Utiliza base cartográfica otto-codificada disponível no SNIRH.	Oferece cadastro e regularização on-line para os usos mais solititados,no Portal de Outorga Eletrônica. Em fase de migração de sistema. ADABAS e será alterado em 2005 para SQL SERVER.	Banco de dados Access Utiliza base de dados de hidrografia e altimetria digitalizada para o software MapInfo em escala 1:50.000 e 1:100.000; Sistema de Cadastro de Usuários de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (Siscad)	Utiliza o CNARH para cadastro dos usos regularizados. A análise do balanço hídrica utiliza dados em planilhas eletronicas, separadas para cadastro, e outorga.

A partir da caracterização das regras e práticas de outorga pelos órgãos gestores das águas das bacias Paraíba do Sul e Guandu, foi possível constatar que:

- Os arranjos político-administrativos nos órgãos da União e dos estados para implementação da outorga são bastante distintos, observando-se: elevada discrepância de capacidade técnica entre os órgãos gestores para aplicar o instrumento, que possui regras gerais delimitadas na Resolução CNRH nº 16/2001;
- No âmbito da União, os procedimentos para emissão da outorga são centralizados pela ANA, dentro de um sistema bem delimitado de regulação dos usos da água, inclusive, a outorga para diluição de efluentes. As interfaces da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental se realizam pela integração entre os órgãos setoriais para implementação dos instrumentos da gestão de recursos hídricos em aspectos específicos.
- O mesmo não se verifica nos estados. Minas gerais e São Paulo separam em dois órgãos distintos aspectos de quantidade e qualidade da água. Minas Gerais e Rio de Janeiro inserem os pedidos de outorga de direito de uso da água no contexto geral de licenciamento ambiental, levando o processo de outorga a passar inicialmente por uma gerência de licenciamento ambiental, o Sistema Integrado de Informação Ambiental – SIAM e Diretoria de Licenciamento Ambiental - DILAM, respectivamente.
- A outorga de lançamento de efluentes ainda é um desafio, tanto no que diz respeito à adequação da metodologia, utilizada pela ANA, que considera a vazão de diluição para cálculo da disponibilidade hídrica e capacidade de diluição do corpo hídrico, quanto à baixa aplicação do enquadramento nos copos hídricos, que condicionam e criam metas para a qualidade da água em consonância com expectativas de usos; além disso, na prática, o instrumento é aplicado apenas aos corpos hídricos de domínio federal.
- Mecanismos para indução da eficiência no uso por meio de condicionantes em outorgas são aplicados mais sistematicamente pela ANA, seguida do Estado de São Paulo;
- Observa-se menor capacidade dos órgãos gestores do Rio de Janeiro e de Minas Gerais para ampliar a regularização dos usos, levando ao desconhecimento da demanda total estabelecida, com possíveis repercussões nas análises de disponibilidade hídrica;
- Baixa integração de dados entre Órgãos da união e dos estados que leva a um grande descompasso e dificultam a implantação de sistemas eficientes para cálculo do balanço hídrico. Os estados incluem os dados sobre usuários regularizados no Cadastro Nacional de Usuários

de Recursos Hídricos, mas não os utilizam na operacionalização de seu sistema e análises de consistência de dados. Rio de Janeiro inclusive, utiliza o CNARH para o cadastramento dos usuários no estado, os demais estados utilizam plataformas específicas de cadastramento. Discrepâncias encontradas no CNARH em dados provenientes dos sistemas de outorga dos estados, durante análise de pedidos de outorga no âmbito da União, demonstram a falta de consistência dos dados estaduais.

- Tal quadro tem apresentado avanços lentos, e as melhorias verificadas, normalmente se dão por incentivos técnicos e financeiros da própria Agência Nacional de Águas, como o PROGESTÃO, que condiciona o repasse de verbas a avanços no sistema de gestão a partir de adesão voluntária do estado que reconhece a escala de complexidade e desafios de seu sistema (ANA, 2018.)[27]. Nesse contexto o estado do Rio vem implementando avanços consideráveis na regularização dos usos[28]. Entretanto contar com financiamento de programas para fortalecimento de equipes técnicas e implementação de ações que se desenvolvem a longo prazo e são contínuas como a regularização de usos da água, frequentemente resulta em pulsos de avanços seguidos de períodos de estagnação.

11. CONCLUSÃO

Na bacia do Paraíba do Sul, os principais mecanismos de alocação de água são: (i) as regras de operação dos reservatórios do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu; e (ii) a outorga de direito de uso da água. Ambos apresentaram avanços significativos recentemente, mas ainda há um grande espaço de diminuição da vulnerabilidade de usos e usuários de água por meio de uma alocação de água mais eficiente, flexível e adaptativa.

As regras operativas em vigência, dadas pela Resolução Conjunta ANA/DAEE/IGAM/INEA nº 1.382/2015, em comparação às regras anteriores, buscam maior equilíbrio no atendimento aos usos múltiplos, em especial a geração de energia elétrica e o abastecimento urbano, e incluem medidas proativas, ainda que tímidas, em relação aos períodos de estiagens prolongadas e secas. Tais mudanças, criam condições para reduzir os impactos de crises hídricas, e consequentemente para aumentar a segurança do usuário outorgado.

A observância de períodos de estiagens para formulação das regras operativas do Sistema hidráulico suscita a discussão para a necessidade de incorporar esta concepção para as diretrizes do instrumento da outorga, por meio critérios

27 Disponível em: http://progestao.ana.gov.br/, acessado em 01/08/2018.
28 Sobre a aplicação de verbas do PROGESTÃO no estado do Rio de Janeiro, acessar o site do programa Águas do Rio: https://www.aguasdorio.org.br/.

e prioridades para o uso da água em períodos de seca ou seca extrema (BANCO MUNDIAL, 2018). No Brasil, tais diretrizes deveriam constar em planos de bacia, considerando momentos de normalidade hídrica. Em se tratando de alocação de água para períodos de secas, tem sido defendido um planejamento específico feito por um plano de preparação para secas, num contexto de gestão proativa de secas no semiárido do país (DE NYS, ENGLE E MAGALHÃES, 2016), que é perfeitamente aplicável e deve ser recomendando também à bacia do Paraíba do Sul, em função da recorrência recente de secas de maior severidade.

A outorga de direito de uso, enquanto instrumento de gestão da PNRH, tanto no âmbito da União, quantos dos estados da bacia do Paraíba do Sul, com destaque para São Paulo, avançou consideravelmente desde sua implementação, aumentando exponencialmente o número de usuários regularizados (BANCO MUNDIAL, 2018).

Destaca-se ainda, a necessidade do avanço de outro instrumento da PNRH, o desenvolvimento de sistemas de informação sobre recursos hídricos e suporte a decisão capazes de promover o conhecimento do sistema e agilizar a análise de processos de outorga. No âmbito da União, o Sistema Federal de Regulação de Uso – REGLA, inclui módulo para análise eletrônica; São Paulo, por meio do Sistema de Outorga Eletrônica (SOE), recebe pedidos e documentos eletronicamente, enquanto Rio de Janeiro e Minas Gerais, ainda exigem documentos comprobatórios em meio físico para análises de pedidos de outorga.

Entretanto, gargalos para o avanço da alocação para fins de outorga identificados no diagnóstico feito por Lopes e Freitas (2007) permanecem, conforme ressaltado pelo Banco Mundial (2018), inclusive na Bacia Paraíba do Sul: indicação implícita de quantidades de água alocadas para as necessidades ambientais; conservador, pois utiliza critérios que superestimam o real impacto dos usos da água sobre as disponibilidades hídricas; e pouca flexibilidade, já que novos usuários são admitidos somente se não comprometerem o atendimento aos antigos. Desse modo, a outorga enquanto instrumento que regula o uso da água – tal como tem sido praticado no Brasil, de maneira simplificada, pouco flexível e conservadora - aplica-se melhor às situações onde o balanço hídrico é largamente positivo (FORMIGA-JOHNSSON, 2013); este instrumento tem encontrado muitas dificuldades de aplicação em situações de escassez de água, ou de escassez iminente, onde a vazão outorgável se aproxima do seu limite, ou ainda em situações de secas extremas, como largamente observado em várias regiões do país nos últimos anos.

Há portanto, um longo caminho a percorrer em termos de alocação de água no Brasil em termos de aperfeiçoamento da outorga de direitos de uso e, sobretudo, de outros mecanismos complementares de alocação de água e de estímulo ao uso mais eficiente, em situações menos favoráveis em termos de disponibilidade e demanda de recursos hídricos, em quantidade e qualidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas - ANA. *Cadernos de Recursos Hídricos: Diagnóstico da outorga de direito de usos de recursos hídricos no país*: diretrizes e prioridades. Brasília-DF, 2005.

_____. *Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos*: Planos de Recursos Hídricos e Enquadramento dos Corpos de Água. Vol.5. Brasília-DF, 2013.

_____. *Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos:* Agência de água: o que é, o que faz e como funciona. Vol. 4. Brasília-DF, 2014a.

_____. *Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de usos de recursos hídricos da Agência Nacional de Águas*. Brasília-DF, 2014b.

_____. *Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil*: Informe 2014 – Encarte especial sobre a crise hídrica. Brasília-DF, 2015a.

_____. *Relatório Conjunto*: Grupo Técnico formado por representantes dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, CEIVAP e ANA. Brasília-DF, 2015b.

_____. Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil: Relatório Pleno 2017. Brasília-DF, 2017.

AZEVEDO, L. G. T.; BALTAR, A. M.; RÊGO, M.; PORTO, R. L. *Sistemas de Suporte à Decisão para a Outorga de Direitos de Uso da Água no Brasil* - Banco Mundial - 1ª edição - Brasília – 2003.

BANCO MUNDIAL. *Diálogos para o Aperfeiçoamento da Política e do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil*. *Documento 1: Relatório Consolidado.* Brasília: Banco Mundial, 2018.

CAMPOS, J. N. B. *Operação de reservatórios de usos múltiplos.* Levantamento e sistematização do arcabouço institucional e legal brasileiro relativo à operação de reservatórios de usos múltiplos. Relatório final. Brasília – DF, 2015.

CARNEIRO, P. R. F. Água, um bem natural e precioso. FAPERJ – *Rio Pesquisa*, Ano VIII nº 30, Rio de Janeiro, março de 2015.

Correnteza, *Informativo do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos* - SP (SIGRH) Ano 9 - nº. 44 São Paulo, jan./jun. 2018.

DE NYS, E.; ENGLE, N.L. e MAGALHÃES, A.R. (Orgs). *Secas no Brasil*: política e gestão proativas. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE); Banco Mundial. Brasília – DF, 2016.

DINAR, A.; ROSENGRANT, M.W.; MEINZEN-DICK, R. *Water allocation mechanisms – principles and examples*. Washington: World Bank. (Policy, Research Working Paper, 1779). 1997.

FORMIGA-JOHNSSON, R. M. *Water allocation in Brazil*: A global overview

and the case of Ceará State. Final Report for the World Bank project: 'Turkey: Watershed Dialogue - National Basin Management Strategy and Project'. World Bank, December 2013.

FORMIGA-JOHNSSON, R. M.; FARIAS, J. E. F. Jr.; COSTA, L. F. da; ACSELRAD, M. V. *Segurança hídrica do Estado do Rio de Janeiro face à transposição paulista de águas da Bacia Paraíba do Sul*: relato de um acordo federativo. In revista ineana v. 3 n. 1 p. 26 - 47 jul dez 2015.

GARRIDO NETO, P. de S.; SOUTO, C. da S.; KAZAY, D. F.; MENEZES, G. F. de; FIRMO, H. T.; PEREIRA, L. dos S.; SANTOS, M. V. C. dos. *A outorga como instrumento de gestão de recursos hídricos*: um panorama da situação no estado do rio de janeiro. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Brasília, nov. 2015. Disponível em: < www.evolvedoc.com.br/sbrh/download-2015 >. Acesso em Acesso em 25 mai. 2018.

GUILLO, V. A. Palestra – *Lições da crise hídrica*. In. Fórum Sustentabilidade Hídrica: perguntas, desafios e governança /coordenação de Julio Cesar Hadler Neto e Adriana Nunes Ferreira. - Belo Horizonte: Instituto Casa da Educação Física / Unicamp e Fórum Pensamento Estratégico - PENSES, 2017. 268p. (Cadernos PENSES)

INEA. *Outorga de direito de uso dos recursos hídricos*/ Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro: INEA, 2010.

LOPES, A. V.; FREITAS, M. A. S. *A alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras*. In Rega, n.1, jan/jun, 2007.

MAGALHÃES, P. C. Capítulo1 - Água no Brasil, os instrumentos de gestão e o setor mineral. 2007.

ONU. *Sectoral Water Allocation Policies in Selected UNESCWA Member Countries*: An Evaluation of the Economic, Social and Drought Related Impact, United Nations, New York, 2003.

OCDE (2015a), *Governança dos recursos hídricos no Brasil*. OCDE, 2015.

OCDE (2015b) *Water Resources Allocation*: Sharing Risks and Opportunities. OECD Publishing, Paris, 2015.

PAGNOCCHESCHI, B. Cap. 7 - *Governabilidade e governança das águas no brasil*. In. Governança Ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas. Organizadora Adriana Maria Magalhães de Moura. IPEA. Brasília – DF, 2016.

ROA-GARCÌA, M. C. Equity, Efficiency and Sustainability in Water Allocation in the Andes: Trade-offs in a Full World. In Water Alternatives, v. 7(2), 2014.

SANTOS, R. R. dos. Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SEGRH-MG: Desafios da implementação dos Planos de Bacia e financiamento

de projetos. Apresentação no Encontro Brasil França promovido pela AGEVAP. Nov. 2016.

SPEED, LI Y. R; T. LE QUESNE, G.P.; ZHIWEI, Z. *Basin Water Allocation Planning. Principles, procedures and approaches for basin allocation planning*. UNESCO, Paris, 2013. 143p.

SANTANA, T. F. Declaração de Área de Conflito – DAC e Outorga Coletiva. Apresentação no Encontro Brasil França promovido pela AGEVAP. Nov. 2016.

SOUZA, M. C. de; NUNES, T. C. de O.; ACSELRAD, M. V. A evolução do processo de regularização dos usos da água no estado do Rio de Janeiro a partir da adesão ao Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos – CNARH (2007 – 2017). In: *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.* Florianópolis/SC, 2017. Disponível em: < http://evolvedoc.com.br/xxiisbrh> Acessado em: jan./2018.

OS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DAS ÁGUAS NO ESTADO DO CEARÁ

Louise Caroline Peixoto Xavier
Samiria Maria de Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Em ambiente de múltiplos usos, o bom conhecimento das necessidades dos diversos usuários e das disponibilidades hídricas é fundamental para uma boa gestão. Entretanto, as incertezas hidrológicas, as variações das demandas e o grande número de variáveis representativas dos processos físicos, químicos e biológicos, conferem elevado nível de complexidade à análise dos sistemas de recursos hídricos (CARVALHO, 2008).

Para auxiliar na gestão dos recursos hídricos tem-se cinco instrumentos de gestão estabelecidos no artigo 5º da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997):

- Plano de Recursos Hídricos: figura como instrumento de planejamento que busca definir uma agenda dos recursos hídricos em nível de bacia, a partir de diagnóstico e prospecção de programas, projetos e ações;
- Enquadramento dos corpos d'água: visa assegurar determinada qualidade aos recursos hídricos, conforme a definição de uso dos mesmos;
- Outorga de direitos de uso da água: regula o ordenamento dos diferentes usuários e tipos de uso dentro da bacia, buscando mitigar conflitos e garantir o uso múltiplo, sustentável e racional.
- Cobrança pelo uso da água: procura reconhecer a água como um bem dotado de valor econômico, incentivando o uso racional e buscando obter recursos para financiar programas de investimento na área dos recursos hídricos.
- Sistema de informações de recursos hídricos: consolida e divulga dados e informações quali e quantitativas atinentes aos recursos hídricos, subsidiando a tomada de decisão na gestão das águas.

O entendimento das funcionalidades de cada um dos instrumentos permite implementação do processo de gestão em uma bacia hidrográfica, conferindo a ela uma estrutura organizada de gerenciamento. A implementação dos instrumentos de gestão na bacia auxilia no entendimento da situação em que a bacia se encontra, possibilitando uma avaliação de suas necessidades para as análises de cenários futuros, abstraídos de modelos de clima, com destaque especial à simulação de cenários mais vulneráveis (Porto *et al*. 2014).

Dessa forma, este capítulo visa apresentar uma base conceitual sobre os instrumentos de gestão das águas e discutir sobre os desafios associados à sua aplicação no estado do Ceará.

2. PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS – PRH

Os art. 6º, 7º e 8º da Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997, esclarecem as diretrizes do Plano de Recursos Hídricos na política nacional. Estes definem a referida estratégia como um conjunto de planos diretores de longo prazo, entre dez e vinte anos, revisados periodicamente, que buscam fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

Os Planos de Recursos Hídricos compreendem documentos abrangendo a agenda dos recursos hídricos de uma região, desde o planejamento de ações de gestão, projetos e obras à priorização de investimentos e ações corretivas (ANA, 2013). O conteúdo mínimo dos projetos estabelecidos por lei, dentro do período de implantação dos programas, compreende:

i. diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;
ii. análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;
iii. balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;
iv. metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;
v. medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas;
vi. prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos;
vii. diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
viii. propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.
ix. Para tanto, uma visão integrada dos múltiplos usos da água possibilita que os planos sejam elaborados em três instâncias: bacia hidrográfica, nacional e estadual. A divisão visa orientar os gestores nas operações de recuperação, conservação e proteção dos corpos e recursos hídricos.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos abrange todo o território nacional e possui natureza eminentemente estratégica com metas e diretrizes gerais. Ele incorpora o Plano Estadual e o Plano de Bacia Hidrográfica. O primeiro engloba planos estratégicos de gerenciamento de recursos hídricos. O Plano de Bacia Hidrográfica corresponde a um documento programático para a bacia, incorporan-

do as diretrizes de usos dos recursos hídricos e as medidas correlatas de natureza executiva e operacional (ANA,2013).

Para a gestão funcionar de forma integrada e eficiente, as competências e atribuições são distribuídas à diferentes órgãos de acordo com o nível do Plano, conforme o Quadro 1.

Quadro 1 - Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (Sigerh).

Escala	Conteúdo	Elaboração	Aprovação
Nacional	Plano Nacional	SRHU/MMA (coordena) ANA (apoia)	CHRH
Estadual	Plano Estadual	Órgãos Gestores de Recursos Hídricos	CERH
Bacia Interestadual Bacia Estadual	Agência de recursos hídricos de bacia	Agência de Bacia ou Órgão Gestor correspondente	Comitês de Bacia

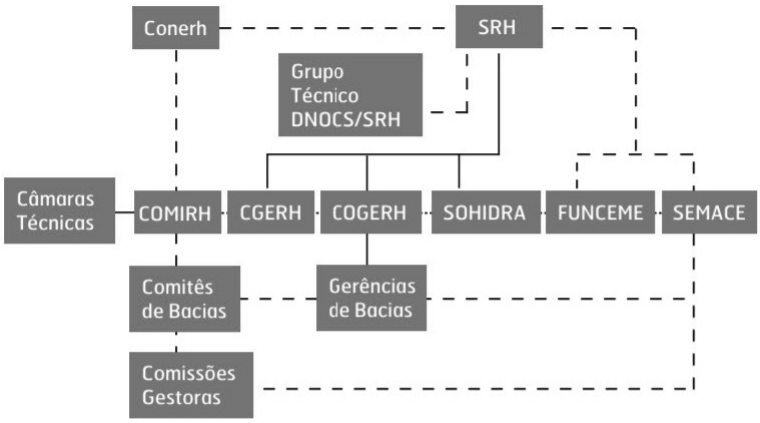
Fonte: ANA, 2013.

No que tange a Política Nacional de Recursos Hídricos, o estado do Ceará concebeu de forma pioneira um sistema institucional de recursos hídricos considerando as fases aérea, superficial e subterrânea do ciclo hidrológico. Foi na década de 1990, com a Lei Nº. 11.996, de 24/07/92, que se originou a Política Estadual de Recursos Hídricos e instituiu-se o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (Sigerh) com base no Plano Estadual de Recursos Hídricos (Planerh), 1992 (CEARÁ, 2009).

Em consonância com o Plano Estratégico dos Recursos Hídricos do Ceará (CEARÁ,2009), a partir da criação do Sigerh projetou-se uma estrutura organizacional pautada em três sistemas: sistema de gestão, compreendendo os órgãos responsáveis por planejamento, administração e regulamentação; sistemas afins, abrangendo os órgãos responsáveis pela oferta, utilização e preservação; e sistemas correlatos compostos por órgãos responsáveis pelo planejamento e coordenação geral, incentivos fiscais e econômicos, ciência e tecnologia, defesa civil e meio ambiente, bem como aqueles representativos dos usuários de água e da sociedade civil organizada. Essa estrutura é exposta na Figura 1.

Vale ressaltar que a considerar a realidade climática do Ceará, investimentos em inovação estratégicas e mecanismos de gestão de recursos hídricos no semiárido foram realizados, sendo projetada uma metodologia de alocação negociada de água e a respectiva constituição de comissões de usuários e comissões gestoras de reservatórios (CEARÁ,2009).

Figura 1 – Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (Sigerh)



Fonte: CEARÁ, 2009

Essa estrutura gerida pelos Comitês de Bacias abrange três fases: Diagnóstico (coleta e tratamento de dados), Planejamento ou Prognóstico (projeções e expectativas de demanda e oferta) e Programas de ações (levantamento de intervenções e metas). Sendo assim, o modelo adotado incentiva a participação, integração e descentralização de ações.

A criação e funcionalidade destas instâncias são garantidas pelo suporte técnico e financeiro da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH), com recursos advindos dos mecanismos de cobrança.

A Integralização do Plano Estadual e de Bacia à outras políticas públicas setoriais de cunho social ainda constitui um desafio que caminha a passos largos visando uma gestão mais eficiente e eficaz dos recursos do estado.

3. ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

De acordo com a Resolução do CONAMA nº 357/2005, o enquadramento dos corpos de água em classes, representa o estabelecimento da meta de qualidade da água a ser alcançada, ou mantida, em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos pretendidos, cujas classes são pré-estabelecidas pela esta legislação ambiental.

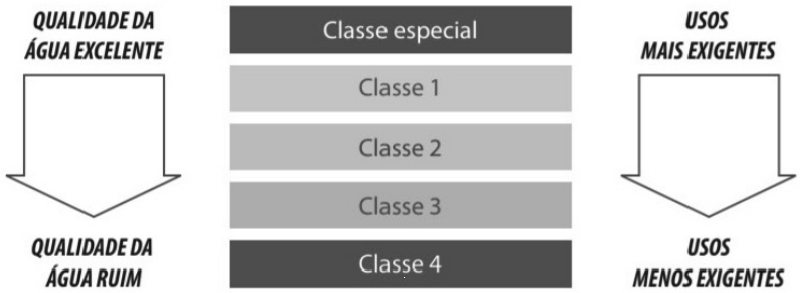
O instrumento objetiva, segundo o art. 9º da Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997):

i. assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;
ii. diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Para analisar a qualidade de um corpo d'água, a priori, é preciso entender a condição atual deste ("*o rio que temos*"), analisar quais as condições desejadas ao corpo hídrico ("*o rio que queremos*"), e por fim, considerar as limitações técnicas e econômicas, a fim de estabelecer metas para alcançar a melhor qualidade possível ("*o rio que podemos ter").* A análise envolve ainda o estabelecimento dos usos múltiplos das águas, de acordo com o uso preponderante e a necessidade do bem na região (ANA, 2013).

O Enquadramento dos Corpos d'água é realizado em classes de qualidade de água pautadas nos parâmetros dos usos que exigem maior ou menor exigência de qualidade de água, conforme exemplificado na Figura 2. O diagnóstico da classe é fornecido a partir de uma série de testes laboratoriais de diagnóstico químico qualitativo de critérios tais como, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, dentre outras.

Figura 2 - Classes de qualidade da água e relação com os usos (Resolução CONAMA nº357/2005).



Fonte: (COSTA, 2011).

A legislação Ambiental proposta nesta resolução define os usos desejados e permitidos para cada um dos níveis (Classe Especial; Classe 1; Classe 2; Classe 3; Classe 4), nas categorias das águas doces, salobras e salinas.

Assim, o enquadramento do corpo hídrico na qualidade desejada deve possuir como referência os usos atuais e previstos, a qualidade atual e futura da água, bem como os custos e a viabilidade técnica para cada trecho, não desconsiderando os aspectos técnicos, econômicos, sociais ou políticos, uma vez que este instrumento é parâmetro de referência para outorga e cobrança do recurso (ANA, 2013).

O Estado do Ceará, apesar do pioneirismo na implantação dos instrumentos de gestão como a cobrança e outorga, não contemplava na sua primeira lei estadual de recursos hídricos Nº 11.966 de 1992, o instrumento de enquadramento. Apenas no ano de 2002, em sua portaria nº 154, a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) dispôs sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Porém, o enqua-

dramento, propriamente dito, somente passou a configurar como instrumento de gestão dos recursos hídricos com a nova lei estadual de recursos hídricos Nº 14.844 de 28 de dezembro de 2010. Porém, o sistema apresenta falhas na gestão deste instrumento.

Em 2008, o Pacto das Águas (CEARÁ, 2008) já alertava sobre a necessidade de adequação da legislação ambiental do Estado sobre enquadramento dos corpos de água e parâmetros de qualidade da mesma no semiárido, apontando a escassez de estudos que estabeleçam parâmetros e indicadores mais adequados à realidade do semi- árido.

Segundo Lima (2016) ainda há preocupação em torno disto, posto que o Estado não regulamentou o artigo 28 da sua lei estadual de recursos hídricos, sobre o enquadramento, permitindo ainda os riscos da emissão de outorga para lançamento de efluentes sem uma classificação dos corpos hídricos, em especial numa região semiárida, onde os rios ou são efêmeros ou intermitentes.

4. OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA

A Constituição Federal Brasileira assegura a água com um bem de domínio público, logo, está sujeita aos múltiplos usos realizados pela atividade antrópica, como, por exemplo, irrigação, abastecimento humano, dessedentação de animais, geração de energia hidroelétrica, entre outros.

Para garantir um sistema de distribuição mais igualitário, a autorização ao uso deste recurso deve ser pautada na outorga dada pelo poder público, seja ele federal, seja estadual, abonando o uso por prazo determinado, não excedendo trinta e cinco anos, e em termos e condições expressas no respectivo ato.

Esse instrumento da Política de Recursos Hídricos, objetiva assegurar:

i. o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água; e
ii. o efetivo exercício dos direitos de acesso à água, disciplinando a sua utilização e compatibilizando demanda e disponibilidade hídrica.

Para a ANA (2011) a outorga também passa a ser vista como instrumento de alocação (distribuição) de água, devendo promover o atendimento das necessidades ambientais, econômicas e sociais por água; a redução ou eliminação dos conflitos entre usuários da água; e a possibilidade que as demandas futuras também sejam atendidas.

Toda e qualquer ação que repercuta no sistema hídrico existente é passível de autorização por parte do Poder Público competente, salvo algumas exceções de minorias de menor expressão, como pequenos núcleos populacionais no meio rural ou algumas derivações e captações consideradas insignificantes. A lei 9.433/1997 determina que estão sujeitos a outorga:

i. derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo

de processo produtivo;

ii. extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo;

iii. lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final;

iv. aproveitamento dos potenciais hidrelétricos;

v. outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água.

Este instrumento dialoga com diversos segmentos do gerenciamento de recursos hídricos, portanto, a autorização do mesmo e a concessão da vazão outorgável devem ser compatíveis com os interesses sociais, econômicos e hidrológicos da respectiva região, levando em consideração a capacidade de suporte do ambiente em detrimento as diretrizes do desenvolvimento sustentável.

Logo, a alocação justa do pedido de outorga deve ser embasada no entendimento e aplicação de questões técnicas, tais como hidrologia, hidráulica, ecologia, qualidade de água; questões legais, desde as competências e direitos às responsabilidades dos usuários; e políticas , que englobam desde a mobilização social, acordos entre setores e governos para o desenvolvimento integrado e sustentável da bacia à articulação institucional (Luciano e Monteiro, 0000).

No estado do Ceará, o referido instrumento obteve destaque desde o princípio dos Planos Estaduais de Recursos Hídricos, já sendo contemplado na Lei de nº 11.996, sancionada em 24 de julho de 1992. Esta lei, em seu cap. IV, artigos 4º ao 6º, trata desta ferramenta, das infrações às normas de sua utilização, e das devidas penalidades aplicadas a infratores deste dispositivo legal.

Diversos aparatos legais surgiram após a Lei referida, entres eles a Instrução Normativa SRH nº 03, de 28 de dezembro de 2006, no qual é discutido os procedimentos administrativos aplicados a outorga de direito à água pela Secretaria dos Recursos Hídricos – SRH e pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos -COGERH. O art. 12 da Instrução citada autoriza a COGERH a receber e protocolar pedidos de outorga de uso dos recursos hídricos e de licenças para obras de oferta hídrica.

Cabe a COGERH realizar os estudos técnicos necessários, emitindo seus devidos pareceres técnicos em relação ao deferimento de solicitações, emitindo-os à Secretaria de Recursos Hídricos para a tomada de decisão final por parte da Coordenadoria de Gestão de Recursos Hídricos (CEARÁ,2006).

Para a aquisição da outorga no estado do Ceará, o usurário deve seguir determinados procedimentos até a obtenção da autorização. Costa (2011) detalha o passo a passo da solicitação:

1. Entrada no Protocolo Único do Estado pela SRH ou COGERH;
2. CGERH - (Coordenadoria de Gestão dos Recursos Hídricos) envia à CELIC (Célula de Outorga e Licença) que cadastra o pedido e envia para a COGERH
3. COGERH – recebe o processo e encaminha para a GEOFI (Gerência de Outorga e Fiscalização);
4. GEOFI – através do Núcleo de Outorga faz uma triagem das informações e documentos, encaminha correspondência ao usuário, se necessário, faz contato com as Gerências Regionais se necessário, acessa o banco de dados (SOL) e emite parecer técnico;
5. Gerências Regionais da COGERH – orienta usuário para preencher formulário de pedido de outorga, recebe e complementa informações, realiza visita técnica, emite parecer / relatório de visita e, ainda, envia processo para GEOFI/Núcleo de Outorga;
6. ANA (Agência Nacional de Águas) – recebe da CGERH os extratos do pedido e da portaria de outorga para publicar no DOU, recebe informações periódicas da0 CGERH, recebe processos de pedido de outorga com parecer técnico (outorga não delegada);
7. CGERH – recebe processos da COGERH/GEOFI, da ASJUR e da CELIC;
8. ASJUR – analisa os aspectos jurídicos legais; encaminha processos para CGERH; despacha com o Secretário para assinatura das portarias e envia extrato de pedido de outorga e de portaria de outorga para a casa civil publicar no D.O.E;
9. GABINETE - Secretário dos Recursos Hídricos assina as portarias de outorga ou correspondências denegatórias;
10. CASA CIVIL – Publica os extratos de pedido ou de portaria de outorga no Diário Oficial do Estado;
11. CELIC – Conclui o cadastro; gerencia o banco de dados; articula-se com o interessado; prepara portaria de outorga com extrato para publicação no D.O.E e correspondência denegatória;
12. GECOM/COGERH – Recebe processo com outorga expedida da CELIC, faz contato com o usuário, emite e assina contrato e devolve processo para CELIC;
13. USUÁRIO – Recebe portaria de outorga ou correspondência denegatória da CELIC.

Sendo assim, entende-se as águas de domínio da União estão sob concessão da ANA - Agência Nacional de Águas, as águas de domínio do Estado estão sob os cuidados dos órgãos gestores do Sistema Estadual, responsáveis pela emissão

da outorga, com base nas diretrizes estabelecida na legislação estadual, devendo estar em diálogo com os conselhos estaduais e os Comitês de Bacia Hidrográfica – CBH's (COSTA, 2011).

5. COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA

A Política Nacional de Recursos Hídricos legaliza e instrumentaliza o recurso da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, tomando-a não com um imposto, mas um preço público, cujos mecanismos e valores partem de negociações advindas de debate públicos no Comitês de Bacias Hidrográficas, permitindo que as decisões tenham participação social efetiva, não sendo restritas a instâncias governamentais isoladas (ANA,2014).

De acordo com os registros legais fornecidos pela Lei 9.344/97, em seu art. 19º, o instrumento sob discussão objetiva:

i. reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor;
ii. incentivar a racionalização do uso da água;
iii. obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

O valor arrecadado por esses meios deve destinar-se ao financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos Planos de Recursos Hídricos, além do pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, aplicados, prioritariamente, na bacia que foram gerados.

Além dos objetivos supracitados, esse mecanismo deve ser utilizado para promover eficácia no planejamento, buscando fomentar uma gestão integrada e descentralizada do uso da água e seus conflitos.

Para tanto, o processo deve ser analisado individualmente de acordo com cada etapa sistêmica: captação, consumo e lançamento, uma vez que o impacto sob o corpo d'água difere em cada segmento, tanto em disponibilidade quanto em comprometimento de vazões e poluição. Neste processo, a água é retirada do manancial (captação) pelo usuário, que consome parte dessa água em seus processos produtivos (consumo), e, por fim, realiza a devolução de parte da água captada (lançamento) em quantidade e qualidade distinta da retirada no corpo hídrico. Assim, os parâmetros de qualidade da água captada, do volume utilizado e do impacto ambiental produzido devem compor a base de cálculo da cobrança.

No mais, esse instrumento configura-se como um agente apaziguador dos interesses entre os usuários de água, as organizações civis e os poderes públicos presentes no Comitê de Bacia Hidrográfica, descentralizando o poder e ampliando a participação social no processo. Além disso, os interesses peculiares de cada bacia devem ser considerados ao se determinar a função de cobrança específica, de tal modo que a fórmula geral da cobrança é apresentada pela equação 1.

Nos quais, a base de cálculo visa quantificar o volume utilizado de água para captação, consumo, lançamento e transposição; o preço unitário (P) define o valor financeiro unitário de determinado volume de água; enquanto que o termo dos coeficientes visa adaptar os mecanismos definidos a objetivos particulares da bacia.

No estado do Ceará, a cobrança pelo uso da água bruta existe efetivamente desde 1996, sendo atribuída ao Decreto Nº 24.264 de 12 de novembro de 1996, no qual foram instituídos valores para os usuários indústrias (R$ 600,00/1.000m³) e para as concessionárias de serviço de água potável (R$ 10,00/1.000m³) da Região Metropolitana de Fortaleza. Deixando a cargo do Conselho de Recursos Hídricos a decisão sobre os valores para os usuários de canais e de sistemas pressurizados.

Para a Cobrança pelo Uso, premissas foram adotadas pelo estado, dentre as quais: a cobertura dos custos desde a operação e manutenção à administração da infraestrutura hídrica do Estado; a diferenciação por uso, de acordo com o poder aquisitivo do segmento; a não inclusão dos custos de investimento na composição da tarifa; o cálculo da tarifa sobre o volume efetivamente utilizado; e a Cobrança escalonada e progressiva para irrigação (ANA,2014).

A criação da tarifa foi objeto de uma negociação política onde prevaleceu a ideia do fortalecimento do setor de água bruta, o que permitiu à COGERH passar por uma reestruturação institucional e assumir o gerenciamento dos recursos hídricos. Assim, a partir do Decreto de 1996, a COGERH calcula a tarifa de água e efetivar a cobrança. Para isso, foi realizado um Convênio entre a Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE) a qual era responsável por cobrar da indústria e repassar metade do valor arrecadado a COGERH[29].

Apenas no Decreto Estadual n° 31.195/2013 foram estabelecidos os mecanismos e os valores atualmente empregados na cobrança pelo uso da água no Estado. Neste decreto, estão definidas as sete categorias de usos: i) abastecimento público; ii) indústria; iii) piscicultura; iv) carcinicultura; v) água mineral e água potável de mesa; vi) irrigação; e vii) demais categorias de uso.

A tarifa de água bruta no Ceará é definida conforme a equação 2.

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

Vef = volume mensal consumido pelo usuário.

A definição da tarifa-padrão foi estabelecida a partir de uma política de subsídios entre setores na qual a indústria subsidiava o setor de irrigação enquanto que, o saneamento teria a tarifa padrão-média. Além disso, foi instituído que, quanto maior a arrecadação menor seria o valor da tarifa de água (Comunicação Oral[30]).

29 Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.
30 Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.

O modelo aplicado é o monomial, sofrendo revisão a cada dois anos de acordo com o valor arrecadado. Para o cálculo do volume mensal de água bruta consumida pelos setores usuários toma-se por base os seguintes métodos: (i) hidrometria; (ii) medições frequentes de vazões, onde é impossível a instalação de hidrômetros convencionais e, (iii) estimativas diretas, considerando as dimensões das instalações dos usuários, os diâmetros das tubulações e/ou canais de adução de água bruta, horímetros, entre outras (CEARÁ, 2009).

Pode-se dizer ainda que o sistema de cobrança do estado do Ceará tem sido orientado para a geração de receitas, para custear parcialmente as obras de provisão ou expansão dos serviços da água, sem qualquer critério explícito de maximização de benefícios, minimização de custos ou de rateio de custos.

Vale ressaltar que, a eficácia da cobrança pelo uso da água em qualquer local pode ser dependente do comportamento dos usuários de água e da decisão em pagar ou não por esse recurso, uma vez que ainda prevalece na sociedade a visão de que os serviços ecossistêmicos não devem ser precificados.

6. SISTEMA DE INFORMAÇÃO

O Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos – SNIRH é o instrumento responsável pelo amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão.

Regulamentado pela Política Nacional de Recursos Hídricos, os princípios norteadores do SNIRH compreendem:

i. descentralização da obtenção e produção de dados e informações;
ii. coordenação unificada do sistema;
iii. acesso aos dados e informações garantido à toda a sociedade.

Partindo dessas diretrizes, este processo objetiva reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; assim como, fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

A criação da lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000 designa à Agência Nacional de Águas (ANA) a organização, implantação e gestão do SNIRH. A informações nele contida devem ser disponibilizadas aos entes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), aos conselhos, órgãos gestores, Agências de Bacias e Comitês de Bacias, assim como também aos usuários dos recursos e a comunidade científica em geral.

O SNIRH funciona como um banco de dados, no qual segundo a ANA devem estar contidas as informações sobre divisão hidrográfica, quantidade e qualidade das águas, usos de água, disponibilidade hídrica, eventos hidrológicos

críticos, planos de recursos hídricos, regulação e fiscalização dos recursos hídricos e programas voltados a conservação e gestão dos recursos hídricos. Estes dados estão agrupados em um conjunto de sistemas computacionais, sendo estes: Sistemas para gestão e análise e dados hidrológicos; Sistemas para regulação dos usos de recursos hídricos; e Sistemas para planejamento e gestão de recursos hídricos.

No estado do Ceará o gerenciamento da infraestrutura hídrica e o georreferenciamento dos dados para realização de monitoramento quantitativo diário, estão sob responsabilidade da COGERH em parceria com o DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. O sistema é composto de 129 açudes públicos, sendo 64 federais, 17 estações de bombeamento, 210 km de canais e 300 km de adutoras e redes de distribuição responsáveis pelo transporte de água bruta (CEARÁ, 2008).

As mesmas agências realizam o monitoramento qualitativo dos recursos hídricos, a partir de uma rede de monitoramento de qualidade de água abrangendo todos os seus corpos d'água catalogados. A partir dessa rede de dados é possível classificar o nível de eutrofização e a qualidade das águas para irrigação, quantificar o Índice de Qualidade de Água (IQA) para o abastecimento público, bem como a intensidade de poluição a que o corpo hídrico está submetido. Assim, fazendo usa de ferramentas computacionais, tem-se a automação sistemática da gerência dos recursos, sob devido controle e acompanhamento em tempo real.

No entanto, apesar do Ceará vir buscado o aperfeiçoamento no gerenciamento e controle dos recursos hídricos, contata-se que o sistema ainda é falho nos quesitos monitoramento, preservação, recuperação e manutenção de fontes e cursos de água, uma vez que as instituições do Sigerh apontam a necessidade da criação de um Sistema Integrado de Monitoramento Quali-Quantitativo dos Recursos Hídricos no estado (CEARÁ, 2008).

A Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) em parceria com a Cogerh, continuam buscando soluções para este desafio, propondo soluções nos meios científicos e tecnológicos. Porém, o Pactos das Águas (Ceará, 2008) apresenta ainda notória preocupação em garantir o financiamento da manutenção desse Sistema no que tange a infraestrutura física, recursos humanos e operacional.

7. CONSIDERAÇÕES

Conforme foi apresentado, o estado do Ceará aplica os instrumentos de cobrança, outorga (alocação de longo prazo), plano de bacia e sistema de informação. .

O plano de recursos hídricos tem função chave na gestão, pois ele é um instrumento de definição de diretrizes, as quais são resultados de discussões colegiadas (comitê de bacia hidrográfica) para estabelecimento, por exemplo, de enquadramento, outorga e cobrança. Incumbe-se ao plano uma abordagem integrada da bacia e dos recursos hídricos, subsidiado por um sistema de informação das águas efetivo. Ambos, plano e sistema de informação, lançam os fundamentos e a base de dados e informações que possibilitam a utilização dos instrumentos de outorga e, subsequente, da cobrança na bacia (BRAGA et al, 2008; PORTO; PORTO, 2008).

O enquadramento em classes de uso é importante instrumento devido sua implicação sobre o caráter qualitativo dos recursos hídricos, assim como o sistema de informações que pode tratar tanto dos parâmetros de qualidade como de quantidade, além, obviamente, de subsidiar a elaboração dos planos. Porém, existe uma dificuldade de aplicação deste no estado do Ceará devido a variabilidade do clima e aumento da degradação da qualidade da água nos períodos de escassez hídrica que são frequentes no Ceará.

A outorga, juntamente com a cobrança são igualmente importantes para garantir que os diferentes usos e usuários tenham direitos e deveres com relação ao acesso dos recursos hídricos. A outorga de direito de uso não é um instrumento de fácil implantação e administração. Sua complexidade advém, de um lado, da própria natureza dos recursos hídricos e do ambiente de incerteza na qual ela está inserida (Azevedo, 2003). Nesse contexto, o uso de alternativas que permitam ao órgão gestor uma maior flexibilidade na análise da alocação de água e dos impactos de um eventual racionamento ou déficit faz-se necessário.

Vale ressaltar que, a alocação negociada, a outorga de uso e a cobrança não estão potencialmente articulados, isto é, cobra-se de quem tem outorga de uso, mas, a alocação negociada garante acesso a água de acordo com o uso histórico. A articulação desses instrumentos seria um grande desafio do atual modelo de gestão do Ceará.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DA SILVA, Luciano Meneses Cardoso; MONTEIRO, Roberto Alves. Outorga de direito de uso de recursos hídricos: uma das possíveis abordagens. 2004.

LIMA, Berthyer Peixoto. Enquadramento de corpos d'água no nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica acarape do meio – CE. 2016. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

DO CEARÁ, ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO. Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará. **Fortaleza: INESP**, 2008.

COSTA, J. N. A. Análise da outorga de direito de uso dos recursos hídricos no es-

tado do Ceará. 2011. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

CEARÁ, Assembleia Legislativa. Plano estratégico dos recursos hídricos do Ceará. **Pacto das Águas. Fortaleza**, 2009.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos – Volume 05: Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água. MMA: ANA, Brasilia, 2013.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos - Volume 07: Cobrança pelo uso de recursos hídricos. MMA: ANA, Brasilia, 2014.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos – Volume 06: Outorga de direito de uso de recursos hídricos. MMA: ANA, Brasilia, 2011.

DIAGNÓSTICO INSTITUCIONAL DA ALOCAÇÃO NEGOCIADA DE ÁGUA NO ESTADO DO CEARÁ: APLICAÇÃO DO FRAMEWORK DE ELINOR OSTROM

Daniele Costa da Silva
Sandra Helena Silva de Aquino
Samiria Maria de Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A alocação de água configura-se como uma tomada de decisão no gerenciamento de recursos hídricos e se refere às regras e aos procedimentos por meio dos quais a distribuição da água é decidida para uso individual ou coletivo, em relação à sua disponibilidade (ROA-GARCÍA, 2014). É um processo que, em muitas vezes, tende a ser marcado por conflitos em virtude da escassez do próprio recurso (em termos de quantidade, qualidade, tempo de disponibilidade ou confiabilidade), que gera, muitas vezes, o desequilíbrio entre a oferta e a demanda.

Ela pode ocorrer de quatro formas: i) alocação entre usos ou intersetorial; ii) entre usuários ou intrasetorial; iii) intertemporal que estabelece a relação entre a alocação de curto prazo (enquanto a oferta é fixa) com o futuro próximo (intersazonal ou interanual) e deste com o futuro mais longínquo; iv) a alocação inter-regional ou interespacial (SOUZA FILHO, 2005).

No processo de alocação de água, inicialmente, é realizado o desenvolvimento de infraestrutura hídrica e a definição do planejamento é, portanto, como essa infraestrutura será utilizada. Ao longo do tempo, a demanda hídrica pode torna-se superior ao total disponibilizado, mesmo com a nova infraestrutura. Além disso, uma consciência ambiental cresce, e vislumbra-se uma maior restrição na disponibilidade hídrica (SPEED *et al*., 2013). Sob essas circunstâncias, as crises econômicas e ambientais podem ocorrer e o planejamento da alocação passa a ter um novo contexto que inclui a gestão da demanda e dos conflitos.

Dentre os quatro mecanismos de alocação – preço baseado no custo marginal, mecanismo administrativo, mercado de água e conferência de consenso, o Ceará adotou dois: o mecanismo administrativo e a conferência de consensos (Macro Alocação Negociada). Além disso, a alocação se processa sob suas temporalidades distintas: curto e longo prazos. No curto prazo se desenvolve a Macro Alocação Negociada e no longo prazo vigora a outorga de uso.

Localizado na região semiárida, o Ceará desfruta de uma posição precursora na alocação brasileira ao inserir a participação pública no processo de decisão, a partir da constituição de arenas e fóruns de discussão que deram origem à Macro Alocação Negociada, ou simplesmente Alocação Negociada, iniciada, em 1994, na bacia do Rio Jaguaribe. Tendo como ponto de partida a formação de comissões

de usuários de água, a alocação evoluiu para um formato institucional constituído por diversos atores, tendo como arenas de negociação e participação pública os Comitês de Bacia e as Comissões Gestoras dos reservatórios. Tais espaços sociais reúnem atores enquanto representantes institucionais dos setores da sociedade civil, usuários de água e poderes públicos das diversas esferas. Tais atores definem a operação dos reservatórios que formam as bacias hidrográficas do estado, durante as reuniões ou seminários de alocação de água. Entretanto, há que se pensar tais atores não apenas enquanto representantes setoriais, mas como defensores de interesses que em alguns contextos são expostos veladamente.

Desde os primeiros passos aos dias atuais, o processo se expandiu para o restante do estado e assumiu formatos e arranjos institucionais diversos, diante dos permanentes desafios vinculados não apenas às incertezas climáticas, mas às próprias relações que se travam entre os atores sociais na tentativa de defender seus interesses ligados ao uso da água. Dessa forma, torna-se relevante uma análise desses aspectos que contemple suas interações com a dinâmica natural.

Percebe-se que o processo de alocação negociada de água envolve uma ampla gama de variáveis relativas às dinâmicas social e natural, que demandam uma análise integrada com vistas a se identificar os fatores que interferem na alocação, seus limites e potencialidades. Contudo, o desenvolvimento de um diagnóstico institucional de tal processo necessita de ferramentas de análises integradas, rompendo com a tradicional fragmentação entre os aspectos sociais e naturais. Nesse sentido, a abordagem desenvolvida pela pesquisadora Elinor Ostrom (Ostrom, 2009; 2011a) a respeito do uso de recursos comuns e dos Sistemas Sócio-Ecológicos – SES apresenta uma contribuição importante ao entendimento dessas questões, pois permite compreender tais recursos rompendo com construções teóricas tradicionais que vislumbravam respostas e soluções simples para sistemas complexos. Ostrom propõe então um quadro teórico que facilita a identificação das variáveis que influem no processo e que será utilizado como ferramenta de análise da alocação negociada de água no estado do Ceará.

2. IAD – SES: FRAMEWORK DE ELINOR OSTROM

Os estudos de Ostrom (2011b) e seus colaboradores conduziram a um quadro teórico cujo objetivo consiste em organizar investigações analíticas, de forma sistemática, de maneira a se elaborar recomendações que não sejam baseadas em suposições ingênuas. Esse arcabouço inicial originou o Framework do IAD – *Institutional Analysis and Development*. Essa proposta tem como foco as instituições, pensadas de forma mais ampla, como um conjunto de prescrições e restrições forjadas para organizar os comportamentos humanos, na forma de regras, normas, hábitos e estratégias compartilhadas. Dessa maneira, permite compreender que a existência de arranjos institucionais formalmente constituídos não necessariamente é um fator decisivo para a tomada de decisão dos atores (Kemper,

1997).

O primeiro passo é identificar a *situação de ação*, isto é, o espaço social onde indivíduos interagem, trocam bens e serviços, engajam-se na apropriação e provisão de atividades, resolvem problemas. A *situação de ação* é utilizada para descrever, analisar, predizer e explicar um arranjo institucional. O conceito de *situação de ação* frequentemente se confunde com o de *arena de ação*, primeiro conceito trabalhado por Ostrom e formado por *situação de ação* e *atores*. A *arena de ação* recebe interferência ou influência dos fatores biofísicos e sociais e das regras em uso, ao tempo em que se relaciona com os modos de interação e os resultados das ações. Como atributos da comunidade destacam-se confiança, reciprocidade, compartilhamento do entendimento, capital social e o repertório cultural.

Para a análise dos atores na *situação de ação* são propostos quatro grupos de variáveis a serem consideradas: i) recursos que ator traz para a situação; ii) como o ator avalia suas ações e resultados; iii) a maneira como os atores adquirem, processam, retém e usam seus conhecimentos e informações; iv) os critérios que os atores utilizam para selecionar o curso de suas ações (preferências). Um aspecto importante é ter em conta que os indivíduos dispõem de informações incompletas e que sua capacidade de processá-las é imperfeita. Com o tempo, podem adquirir maior compreensão da situação e adotar estratégias com retornos mais elevados. Isso vai depender de quais situações estarão disponíveis para subsidiar as decisões após o erro e a capacidade dos atores em superá-lo.

Segundo esse quadro teórico a análise institucional deve incorporar os fatores que afetam a estrutura e as mudanças que a *situação de ação* sofre ao longo do tempo. A estrutura da *situação de ação* compreende: Atores (indivíduo ou grupo); posições específicas a serem preenchidas pelos participantes; conjunto de ações permitidas e suas ligações com os resultados; resultados potenciais ligados à sequência das ações dos indivíduos; nível de controle de cada participante sobre suas escolhas; informações disponíveis aos participantes; custos e benefícios das ações e resultados. De acordo com essa matriz analítica, a avaliação dos resultados envolve os seguintes aspectos: eficiência econômica, equivalência fiscal, redistribuição equitativa, transparência, conformidade com os valores dos envolvidos e sustentabilidade.

Como elemento-chave da análise institucional, as regras são definidas como um entendimento compartilhado entre os envolvidos quanto às ações obrigatórias, permitidas ou proibidas. São resultado dos esforços implícitos ou explícitos para se alcançar ordem e previsibilidade entre os seres humanos, estabelecendo formas de uso, controle e sanções para a quebra de regras e acordos. Para Ostrom, valem as regras em uso, ou seja, as regras utilizadas, mesmo informais. Existem vários tipos de regras, mas a autora destaca sete: regras de limite, posição, escolha, escopo, agregação, informação e custo-benefício.

Ao longo do tempo, a abordagem de Ostrom sofreu modificações, não

apenas para aprimorar os conceitos e níveis de análise, como para incorporar outras variáveis que afetam uma *situação de ação*. Nesse sentido, houve uma vinculação da matriz do IAD com a abordagem da teoria dos Sistemas Sócio-Ecológicos – SES, isto é, "o subconjunto dos sistemas sociais em que algumas das relações de interdependência entre os seres humanos são mediadas através de interações com unidades biológicas, biofísicas e não-humanas" (Ostrom, *et al*, 2004). Nessa incorporação, novos níveis de análise e variáveis adentram a análise, tais como o **sistema de governança**, o **sistema de recurso** e a **unidade de recurso**, ao tempo em que são incluídas variáveis mais detalhadas para o entendimento dos atores no processo. A intenção da pesquisadora foi romper com a fragmentação da análise entre aspectos sociais e naturais, que caracteriza muitos estudos, de forma a se construir diagnósticos e perspectivas analíticas mais robustas.

A análise dos Sistemas Sócio-Ecológicos deve levar em conta que estes se caracterizam por serem multivariáveis, multiescalares, não lineares e dinâmicos (Ostrom, 2007). Essas considerações se contrapõem à visão que prevalecia entre os analistas até metade do Séc. XX, quando se buscava encaixar o mundo em modelos simplificados e se criticavam arranjos institucionais que não se adequavam às respostas simples que, supunha-se, adequar-se-iam a qualquer situação Sob essa ótica, vigoravam dois modelos organizacionais considerados ótimos: para os bens privados, o mercado estabeleceria regras, normas e formas de gestão; para os bens não privados, caberia ao governo estabelecer regras, sanções, gestão e impostos, de forma a coibir "indivíduos interesseiros" no uso de recursos, especialmente os recursos de uso comum.

3. PRIMEIROS ARRANJOS INSTITUCIONAIS DA ALOCAÇÃO DE ÁGUA

A bacia do Jaguaribe foi a primeira bacia hidrográfica do estado do Ceará na qual se deram as primeiras ações do que viria a ser o sistema de alocação de águas. Essa característica deve-se não apenas às dimensões territoriais da bacia, a maior do estado, mas à sua importância como produtora de água, inclusive para a Região Metropolitana de Fortaleza, e pelos inúmeros conflitos que essa transferência hídrica gerou durante a crise hídrica de 1993.

Essa crise hídrica foi enfrentada pelo governo do estado da época, Ciro Ferreira Gomes, sob a perspectiva da construção de uma obra de transferência hídrica, que traria água do vale do Jaguaribe para abastecer a Região Metropolitana de Fortaleza. Assim, foi construído um canal, em 1993, no prazo recorde de 90 dias, com 98,58 Km de extensão, atravessando os municípios de Itaiçaba, Palhano, Cascavel e Pacajus, o qual ficou conhecido como Canal do Trabalhador. Tal obra gerou conflitos entre os usuários de água localizados no vale do Jaguaribe, especialmente os vazanteiros, que tornaram necessária uma intervenção do estado no sentido de mediá-los e minimizar as tensões provocadas com a transferência hídrica.

De acordo com o que sinaliza, a alocação de água não surge com um formato definitivo, mas como um processo que se constrói ao tempo em que as ações são pensadas e implementadas. Isso diz respeito não apenas aos arranjos institucionais, como também à metodologia utilizada. Percebe-se que nos passos iniciais no gerenciamento dos recursos hídricos no estado ainda não se privilegiava a gestão com o conteúdo da participação pública no processo. A Secretaria de Recursos Hídricos – SRH, surgida em 1987 para desenvolver a política estadual de recursos hídricos, centralizava suas intervenções na construção da oferta hídrica, com foco na irrigação.

Esse perfil começa a mudar com a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, já nos anos 1990, que originou a Lei Estadual 11.996/92, a qual teve como princípios o gerenciamento integrado, descentralizado e participativo, a bacia hidrográfica como unidade de gestão e a água como valor econômico para o desenvolvimento, a exemplo de outros processos que vinham se dando no país. Porém, ainda que a unidade de gestão eleita tenha sido a bacia hidrográfica, a lei também previa, em seu Artigo 46, "a organização de associações de usuários" como entidades auxiliares não apenas na gestão, mas na "implementação, operação e manutenção de obras e serviços" de infraestrutura hídrica.

A década de 1990, portanto, foi um marco fundamental para o processo de alocação de águas no estado, cujas características visavam também responder aos desafios postos pela permanente incerteza climática da região. Essa década vivenciou períodos de escassez hídrica, especialmente a seca de 1993, que gerou uma crise de abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza, necessitando, portanto, da construção de uma infraestrutura de transferência hídrica das águas da bacia do Jaguaribe, especificamente dos açudes Orós e Banabuiú, através do Canal do Trabalhador, construído em 1993. Nesse ano foi fundada a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH, com o objetivo de desenvolver as ações de gestão dos recursos hídricos no estado e dar respostas efetivas à crise hídrica e às pressões advindas da deficiência no suprimento de água, adotando como premissa a participação pública no processo, conforme sugeria a lei estadual. Todavia, a COGERH não estava prevista na legislação e sua implantação gerou algumas rivalidades com as instituições existentes, dentre elas a SRH, que concentrava as ações atinentes aos recursos hídricos.

O surgimento de novos atores nas arenas de decisão relativas à gestão de recursos hídricos no estado e o novo arranjo institucional forjado fragilizaram as antigas posições, como a que ocupava o DNOCS, até então o órgão que centralizava todo o processo de gestão, operação e manutenção dos reservatórios do estado. Com o novo arranjo, o DNOCS assume passa a configurar um dentre um conjunto de atores, dentre os quais COGERH e SRH, para citar apenas os mais diretamente vinculados à política de gestão dos recursos hídricos. Dessa forma, a tradicional prática patrimonialista, visível na fala de alguns de seus técnicos quando afirmam ser o DNOCS o "dono dos açudes", corresponde a uma tentativa de

defesa de posição no arranjo de forças que se constituiu a partir dos anos 1990, especialmente.

Esses primeiros passos foram marcados por concepções distintas a respeito de como se daria a implantação da estrutura de gerenciamento do estado. Um elemento de ampla relevância nesse processo foi o empréstimo do Banco Mundial, que deu suporte financeiro por meio do PROURB e às ações iniciais da COGERH, relativas à alocação de água no estado. Contudo, não houve uma estratégia única nesses primeiros passos. Os encaminhamentos se deram sob dois enfoques distintos. A SRH desenvolveu um trabalho de mobilização social centrado em três instituições básicas: Instituições Sócio-Comunitárias da Agrovila – ISCA, Comissão de Integração Social dos Açudes – COMISA e Comitê de Apoio ao Reassentamento e a Preservação Ambiental do Açude – CARPA.

Resumidamente, a COMISA formava entidades juridicamente constituídas de usuários de água, as Associações de Usuários de Água – ASSUSAs (Ver Quadro 3), ao tempo em que, paralelamente, havia ações de construção de infraestruturas hídricas e de organização comunitária. As entidades constituíam-se com o objetivo de gerenciar os reservatórios estaduais construídos com recursos do PROURB, bem como para receber projetos, como o Projeto São José, e não como o amadurecimento de um processo de organização comunitária. Além disso, essas entidades ficaram à margem do quadro institucional do SIGERH e a SRH não deu continuidade ao trabalho iniciado.

Quadro 3: Associação de Usuários de Açudes – ASSUSAs, criadas no Ceará

Alto Jaguaribe	Parambu	Parambu	Agosto/98
	Tauá	Trici	Agosto/98
Banabuiú	Boa Viagem	São José I	Junho/95
	Pedra Branca	Trapiá	Junho/95
	Piquet Carneiro	São José II	Outubro/95
	Quixeramobim	Riacho Verde	Agosto/96
	Quixeramobim	Santa Catarina	1999
Curu	Irauçuba	Jerimum	Junho/96
Médio Jaguaribe	Iracema	Canafístula	Dezembro/95
Acaraú	Forquilha	Arrebita	Dezembro/98
Coreaú	Coreaú	Diamante	Novembro/95
	Martinópole	Martinópole	Novembro/95
	Coreaú	Angico	1999
Metropolitana	Itapiúna	Castro	Fevereiro/97
	Choró	Choró-Limão	Fevereiro/95
	Beberibe	Medeiros	Novembro/95

Poti-Longá	Independência	Jaburu II	Junho/95
	Crateús	Realejo	Fevereiro/96
	Crateús	Carnaubal	Junho/95
	Tamboril	Sucesso	Junho/95
Salgado	Barro	Prazeres	Agosto/95
	Cedro	Ubaldinho	Março/95
	Brejo Santo	Atalho	Novembro/95

Fonte: Relatório técnico equipe de pesquisa UFC, 2012

Concomitantemente, a COGERH desenvolvia os primeiros passos do processo de alocação com um viés mais próximo da gestão compartilhada no Vale do Jaguaribe. Em 1994, antes mesmo das primeiras ações da SRH, a COGERH inicia um trabalho de mobilização social no Vale do Jaguaribe para a realização do I Seminário dos Usuários das Águas dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú, que virá a constituir a Macro Alocação Negociada de água. O trabalho de mobilização social teve como foco a macro alocação negociada, definida dessa forma em decorrência de sua não personalização, ou seja, a macro alocação define distribuição de água em função dos múltiplos usos, não apresentando

Além disso, o primeiro concurso público para a formação do quadro de funcionários da COGERH, ocorrido em 1994, garantiu a participação de um grupo técnico interdisciplinar, que passou a executar e planejar ações de cunho participativo e operacional, atendendo não apenas às exigências do Banco Mundial, mas em consonância com o perfil político-ideológico desses primeiros técnicos. Buscou-se então implementar um processo de discussão pública semelhante ao que Ostrom (2009) denomina de gestão compartilhada e possibilitaram a implementação de estratégias de viés participativo às decisões em torno da alocação de águas.

Os aspectos relativos à organização do processo de participação pública apresentavam um espaço institucional no Departamento de Organização de Usuários, um setor informal dentro da estrutura organizacional da COGERH, criado para conduzir a gestão de conflitos que passaram a ocorrer na bacia do Jaguaribe e encaminhar as ações no sentido de formar o Comitê de Bacia do Curu, previsto na legislação estadual. Paralelamente, havia outras iniciativas e formas de conduzir o processo sob a liderança da SRH, instituição central da política de recursos hídricos no estado.

Na macro alocação negociada, ou simplesmente, alocação negociada, o encaminhamento das ações se deu em dois níveis. O primeiro corresponde aos **açudes e sistemas hídricos isolados**[31], com a formação de Comissões Gestoras

31Resolução CONERH, O2/2007 define como sistemas isolados, "aqueles sistemas que não fazem parte de vale perenizado, ou aqueles que não causam impacto em outros sistemas à jusante ou montante, podendo ser incluídos nesta categoria; sistemas hídricos naturais (lagos, lagoas, córregos, etc.) ou artificiais (açudes, adutoras, canais, etc.)".

(Comissões de Usuários, Comissões de Operação, Conselhos Gestores de Sistemas Hídricos) a partir de uma metodologia participativa, que se desenvolvia nos açudes atualmente denominados isolados. As comissões de usuários apresentam nomenclaturas diversificadas em função do próprio processo de construção da metodologia adotada pelos técnicos da COGERH, que coordenavam o processo. Eram organizações informais, provisórias e formadas com o objetivo específico de decidir sobre a operação dos reservatórios. Todos os atores importantes no cenário local eram convidados a participar dos encontros e das discussões com a perspectiva de construção coletiva do conhecimento e da prática de gestão dos reservatórios. Uma definida a operação, durante os seminários de operação dos reservatórios, havia um acompanhamento mensal dessa operação pela própria comissão de usuários. Essas comissões se reuniam de acordo com a necessidade e não como processo formalmente institucionalizado.

Quadro 4 - Primeiras Comissões de Açudes Isolados formadas pela COGERH

1995	Lima Campos	Icó	Jaguaribe
	Pompeu Sobrinho	Choró	
1996	Lima Campos	Icó	
	Cedro	Quixadá	Banabuiú
	Quixeramobim	Quixeramobim	
1997	Lima Campos	Icó	Jaguaribe
	Prazeres	Barro	
	Trussu	Iguatu	
	Nova Floresta	Jaguaribe	
	Canafístula	Iracema	
	Tomás Osterne	Crato	
	Santo Antônio de Russas	Russas	
	Jerimum	Irauçuba	Curu
	Santo Antônio de Russas	Russas	Litoral
	Patos	Sobral	
	Santa Maria	Ererê	
	Poço Verde	Itapipoca	
	Quandu	Itapipoca	
	Mundaú	Uruburetama	

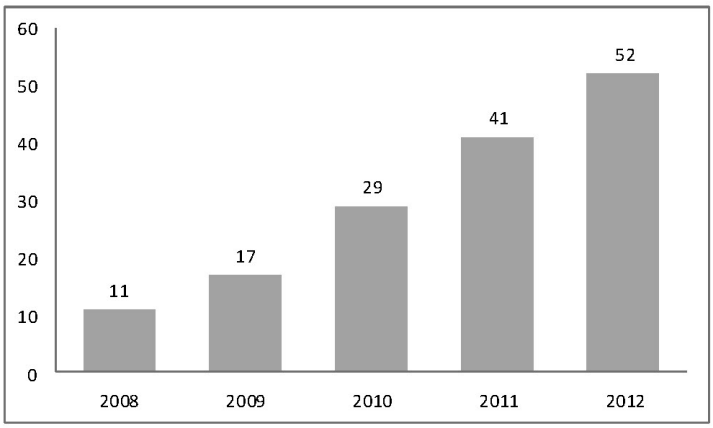
Fonte: COGERH, 2013

O segundo nível da alocação negociada diz respeito aos **grandes vales pe-**

renizados, os quais foram, no início, gerenciados em conjunto com a Comissão dos Usuários, que formou o núcleo do que viria a se tornar os Comitês de Bacia. Essa comissão surgiu ao final do seminário acima mencionado, em 1994, com o objetivo de acompanhar e deliberar sobre as atividades de gestão dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú, sendo então formada por 25 instituições e se reunindo uma vez por ano, para discutir sobre as vazões a serem liberadas nos reservatórios Orós e Banabuiú. No Seminário foi também formada a Comissão Permanente dos Usuários de Água, que viria a ter encontros mensais.

Cabe destacar que a condução e a concepção do processo metodológico desenvolvido pelas instituições de gerenciamento do estado divergiam não apenas quanto à formalização ou informalização do processo. Os técnicos da COGERH compreendiam que não era papel do Estado criar organismos da sociedade civil, mas estabelecer sinergias com a organização existente, trabalhando com o potencial das organizações locais, incentivando-as e sensibilizando-as para a importância da sua representação nos espaços que surgiam, comitês e comissões. Dessa forma, a condução do processo e a metodologia utilizada buscavam integrar os atores locais nas ações, nas discussões e no processo de decisão. Essa abordagem diferiu da forma de trabalho adotada pela SRH, cuja condução se deu a partir da formação de novas entidades com objetivos específicos, sem que se pensasse sobre como se daria o acompanhamento de tais organizações.

Figura 7 - Número de Comissões Gestoras formadas no estado do Ceará, 2008 - 2012



Fonte: COGERH, 2013

As atividades de gestão e a formação dos fóruns de negociação, como os seminários e as reuniões de acompanhamento, não tiveram como foco inicial a formação dos comitês de bacia, mas trabalhar a gestão de conflitos e promover a gestão participativa das águas. Foram, na verdade, parte de um processo metodológico construído paulatinamente e cujas primeiras ações se deram nos Vales do

Jaguaribe e Banabuiú, com a realização de visitas institucionais para divulgação dos eventos e da política estadual de recursos hídricos, através das rádios, folders e de cartazes; o diagnóstico institucional da área; encontros municipais; seminário de usuários de águas; elaboração de simulações de operação dos reservatórios e dos tipos de usos existentes.

Em paralelo ao trabalho de mobilização social havia um monitoramento dos reservatórios, para levantamento de dados sobre oferta e demanda. Nesse momento, faziam-se visitas aos principais usuários dos vales, nas vésperas dos seminários de alocação, levantavam-se dados da oferta disponível e se comparava com a demanda instalada, bem como sobre o uso difuso. De posse desses dados, as reuniões e seminários de alocação eram *situações de ação*, nas quais os atores decidiam, de posse das informações apresentadas e discutidas, sobre como se daria a operação dos reservatórios.

Cumpre evidenciar que a partir de 2003 o DNOCS, órgão federal responsável pela construção e manutenção de considerável parcela dos açudes cearenses, adotou uma postura que buscava destacar a gestão participativa das águas, contrapondo-se à secular imagem de órgão centralizador, que focava suas ações na construção e manutenção e operação de obras de infraestrutura hídrica. O órgão construiu ao longo dos anos os principais açudes do estado e sua forma de operação não se baseava na participação pública, mas se dava de forma centralizada, com as decisões tomadas pelos técnicos.

Contudo, alguns técnicos que desenvolveram atividades na COGERH migraram para o DNOCS, a partir de 2003, quando ocorre uma mudança na configuração política do estado que tem impactos na instituição de gestão de recursos hídricos. Esses técnicos incentivaram a constituição de Comissões Gestoras de Açudes Federais, seguindo a metodologia adotada na COGERH. Foram formadas 20 comissões, apenas no estado do Ceará, até 2007 (Quadro 5). Contudo, não houve unidade de procedimentos na formação desses organismos, que precisavam se legalizar diante do Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos – SIGERH, cuja proposta de regulamentação é de 2007. A mobilização não foi acompanhada de um trabalho permanente e muitas comissões formadas sofreram esvaziamento.

Quadro 5 - Comissões formadas pelo DNOCS no Estado do Ceará

Farias de Souza	Nova Russas	2004
General Sampaio	General Sampaio	18/04/2006
Favelas/Trici	Tauá	27/04/2004
Cedro	Quixadá	29/09/2006
Lima Campos	Icó	02/03/2006
Santo Antônio de Russas	Russas	
Thomaz Osterne	Crato	06/02/2007

Açude	Município	Data de Criação
Ayres de Souza (Jaibaras)	Sobral	28/03/2006
Edson Queiroz	Santa Quitéria	28/03/2006
Joaquim Távora/Feiticeiro	Jaguaribe	02/03/2006
Nova Floresta	Jaguaribe	02/03/2006
Pompeu Sobrinho (Choró-Limão)	Choró	17/08/2006
Trussu	Iguatu	02/03/2006
Pedras Brancas/ Vinicius Berredo	Banabuiú	27/06/2006
Itapebussu	Maranguape	05/06/2008
Forquilha	Forquilha	30 /04/2009
São Pedro da Timbaúba	Miraíma	16/09/2009
Várzea da Volta	Moraújo	21/05/2010
Tucunduba	Senador Sá	23/06/2010
Manoel Balbino	Caririaçu	31/10/2006
Santa Maria do Aracatiaçú	Sobral	02/03/2006
Santo Antônio do Aracatiaçú	Sobral	02/03/2006

Fonte: COGERH, 2010.

A criação dos Comitês de Bacia se deu a partir de 1997, de forma a cumprir as determinações da legislação de recursos hídricos do estado, definidas na Lei 11.996/92, que cria o Sistema de Gestão de Recursos Hídricos do Estado, composto, dentre outros fóruns, pelos Comitês de Bacia. Contudo, há que se observar que a formação dos comitês, mais que um aspecto previsto em lei, modificou a forma e o conteúdo da alocação de água, assumindo um caráter representativo. Assim, o processo iniciado vivenciou uma ruptura, modificando não apenas o quadro institucional, mas a dinâmica social da tomada de decisão. Ao se definir a participação representativa de atores há uma mudança no formato, na metodologia e na forma de participar.

O Quadro 6 apresenta os comitês existentes e o ano de sua instalação.

Quadro 6 - Comitês de Bacia do Estado do Ceará

1	Curu	1997	50	15
2	Baixo Jaguaribe	1999	46	09
3	Médio Jaguaribe	1999	30	13
4	Alto Jaguaribe	2002	40	24
5	Banabuiú	2002	48	12
6	Salgado	2002	50	23
7	Metropolitanas	2003	60	31

Bacia		Ano de Instalação	Nº de Membros	Nº de Municípios que compõem a bacia
8	Acaraú	2004	40	27
9	Coreaú	2006	30	21
10	Litoral	2006	40	11
11	Serra da Ibiapaba	2011	30	10
12	Sertões de Crateús	2011	30	09

Fonte: COGERH, 2013.

No caso cearense, os CBHs assumiram a posição antes ocupada pela Comissão dos Usuários dos Vales no processo de gestão. Sua constituição apresentou similaridades com dois modelos europeus: os Tribunais de Água de Valência, na Espanha, e os Comitês de Bacia franceses. O modelo espanhol deixou como marca uma discussão de caráter mais informal, sem que os aspectos técnicos fossem menosprezados. Já o modelo francês foi utilizado para definir cotas de participação pública entre setores da sociedade, dividindo-se em setor público, sociedade civil e usuários, funcionando como um "parlamento de águas", destinado, dentre outros aspectos, a arbitrar os conflitos atinentes aos múltiplos e concorrentes usos da água na bacia.

4. DIAGNÓSTICO INSTITUCIONAL DA ALOCAÇÃO NEGOCIADA NO ESTADO DO CEARÁ

Diante das categorias e elementos de análise propostos por Ostrom, a abordagem da alocação negociada de água no estado do Ceará deve ser pensada como um processo complexo, que envolve múltiplos atores e interesses, regras estabelecidas, níveis diversos de conflitos, conhecimentos e informações acumulados, sistemas hídricos, heterogeneidades físicas e sociais, aparato normativo e uma realidade marcada por incertezas e riscos relativos ao clima. Nesse sentido, um primeiro aspecto a ser identificado corresponde à arena ou *situação de ação*, formada pelos fóruns de decisão e discussão da alocação negociada, representados pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e Comissões Gestoras, bem como pelos Atores do processo. Essa identificação não se baseia na posição formalmente ocupada pelos atores na *situação de ação*, mas na posição que ocupam em função dos seus interesses e estratégias de ação, conforme indica a Tabela 1.

Tabela 1 – Identificação dos atores da Alocação Negociada

Posições	Atores	Estratégias
Gestores	ANA	Manter sua legitimidade no processo.
	SRH	Manter sua legitimidade enquanto órgão central da gestão de águas no estado.
	COGERH	Manter sua legitimidade no processo; Operação com aversão ao risco; Garantir abastecimento dos usuários prioritários;
Provedores de Infraestrutura Hídrica	DNOCS	Manter os direitos patrimonialistas; Garantir água para os perímetros irrigados;
	COGERH	Garantir a manutenção das obras de infraestrutura hídrica com a cobrança pelo uso da água;
Usuários	DNOCS	Discurso integrador para dissimular sua posição de usuário.
	Irrigantes	Garantir o uso rápido da água; Menor aversão ao risco; Garantir lucros, ainda que isso demande mais água; Defender as culturas permanentes com apoio dos produtores de culturas temporárias
	Abastecimento	Alta aversão ao risco. Garantir o uso através da prioridade futura
	Indústria	Estabelecer-se dentro do abastecimento humano (urbano)
	Piscicultura	Reduzir o volume de água liberado de forma a manter a água acumulada nos reservatórios;

Posições	Atores	Estratégias
Sociedade Civil	Ambientalistas	Publicizar os problemas relativos aos usos da água.
	Técnico-científico	Legitimar-se enquanto elemento analítico, forjando pesquisas e informações técnicas sobre o processo de alocação.
	Movimentos sociais (terra/trabalho)	Pressionar os gestores e tornar públicas as questões ligadas ao acesso à água por parte dos segmentos da agricultura familiar.
	Instituições empresariais e Patronais.	Escamotear a sua posição de usuário na condição de abastecimento humano (urbano); Manter-se aparentemente ausente das arenas de ação
Indivíduos que não representam organizações	Indivíduos que nas situações de ação representam seus próprios interesses ou interesses difusos.	Tentar se legitimar como alguém relevante no processo, pela disponibilidade em participar dos eventos e fóruns de debate.
Gestores de outras políticas públicas	Política municipal	Garantir o abastecimento dos municípios para reduzir as pressões locais; Escamotear sua posição de usuário, legitimando-se enquanto poder público municipal;
	Política de meio ambiente	Manter representação na *arena de ação* como forma de se legitimar no processo;
	Política de fomento	Ampliar as linhas de crédito junto aos produtores e pecuaristas.

Diante da identificação dos atores, e em consonância com a metodologia de Ostrom, o IAD complementa o SES na medida em que a análise mais detalhada dos atores, e suas interações, auxilia na compreensão do *sistema de governança*, formado por atores, regras, direitos e formas de coerção. As estratégias gerais acima expostas ganham nuances diferenciadas no tempo e no espaço, ou seja, os atores fazem parte de um jogo no qual existem regras formais, tais como a legislação de recursos hídricos, mas que é também coordenado por regras informais, delineadas a partir das interações entre eles e as características do *sistema de recursos*. Exemplo disso, a regra de acesso ao recurso na macro alocação negociada é definida em função do uso histórico. Nesse caso, não existe uma regra formal, os usuários não apresentam personalidade diante do sistema de gestão, ao contrá-

rio do que ocorre com a outorga de direito de uso, um ato formal discricionário. Assim, as formas de alocação de curto e longo prazos são definidas por sistemas de direitos diferentes, como realidades que não se comunicam.

Contudo, há que se observar não apenas as regras de acesso ao recurso, mas à arena de decisão. Nesse caso, o estado do Ceará adotou a forma representativa de participação, por meio da existência de fóruns de deliberação, os comitês e comissões, que se reúnem e deliberam sobre a operação dos reservatórios, subsidiados por informações produzidas e apresentadas pelos técnicos do sistema de gestão. Os demais atores participam de outras arenas, como as reuniões e seminários de alocação, quando se explicitam inúmeros conflitos existentes, relativos aos usos da água, como a transferência hídrica, abastecimento humano x irrigação, irrigação x pecuaristas, consumo humano x consumo urbano. Nessa análise é possível perceber, com a observação das regras em uso, que a própria alocação negociada é uma regra sem aparato normativo legal, ou seja, é uma regra informal. Mesmo a legislação em vigor, a Lei Estadual 14.844/2010, não reconhece a alocação negociada como um instrumento de gestão.

Dentre os atores a COGERH destaca-se por concentrar uma série de atribuições/poderes na definição das regras de funcionamento da alocação, tais como o controle das informações utilizadas, a articulação dos atores, a mediação de conflitos. Participa, junto aos Comitês e Comissões, da execução das decisões e junto à SRH do sistema de coerção. Logo, dentre os atores envolvidos a COGERH desfruta de papel privilegiado na condução do processo. Porém, outros aspectos são também relevantes quanto à estrutura de poder. As formas de liderança parecem se concentrar, sobretudo, num formato setorial, ou seja, os representantes das instituições tendem a seguir as decisões tomadas por seu setor, ainda que do ponto de vista da dependência do recurso haja diferenças significativas no nível intra e intersetorial.

Na compreensão das regras em uso, a informação assume grande relevância. Entender quais dados são ou não disponibilizados e quais são eminentemente internos às instituições gestoras é um item indispensável à alocação. Dessa forma, são discutidas informações sobre a operação do sistema hídrico, como oferta hídrica, mas os dados de demanda ainda são pouco conhecidos. O que leva a pensar a concentração das decisões em torno da oferta, já que os dados de demanda são mais difíceis de controlar. De outro modo, alguns usuários podem escamotear os dados reais de suas demandas, de forma a buscar garantir volumes mais elevados de água sem comprometer sua legitimidade no processo. Essas questões se complexificam perante as incongruências entre alocação negociada e outorga de direito de uso, já que não existe um sistema eficiente de sanção. Assim, ainda que vigore a outorga, a formalização no sistema não é vista como relevante por alguns usuários, que mantém seu acesso ao recurso mesmo sem direito de uso formal.

Essas questões levam a considerar as normas e regras de coerção. Sem formas de monitoramento, fiscalização e coerção compartilhadas pelos atores, o pro-

cesso pode se fragilizar frente ao não cumprimento dos acordos. As formas de coerção interna ao *sistema de recursos* hídricos tem se concentrado na adoção do poder de polícia, o qual identifica os infratores, porém sem definir claramente o que fazer para coibir novas infrações. Externamente, o sistema busca apoio com os representantes de órgãos ambientais, cuja legislação é menos branda e com punições formalmente definidas. Contudo, não há um mecanismo de sanção na alocação de água, mesmo porque isso levaria a uma necessidade de articulação entre os direitos de uso definidos por outorga e alocação negociada.

Como último elemento de análise, a alocação enfrenta as dificuldades impostas pela incerteza climática, que põe em risco o atendimento dos vários usuários do sistema. O *sistema de recursos*, com os vales perenizados, a infraestrutura hídrica instalada, está sujeito às intempéries climáticas, como as frequentes secas que assolam o estado. Desse modo, as decisões tomadas pelos atores dependem da quantidade de *unidade de recurso* necessária aos seus usos e à disponibilidade hídrica existente. Observam-se diferenças nas ações e resultados entre os períodos de crise hídrica e de maior disponibilidade de água nas bacias hidrográficas. Nos anos secos prevalecem regras de excepcionalidade, ou seja, não apenas os usuários mudam suas estratégias em função da quantidade de água disponível para suas atividades, mas o próprio sistema de gestão parece operar sob regras de excepcionalidade, associadas ao baixo nível de conhecimento do sistema em sua totalidade e à falta de confiança dos gestores nas informações climáticas disponíveis, que levam à alta aversão ao risco.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sob o enfoque proposto por Ostrom a análise institucional da alocação negociada de água no Ceará apresenta-se como um processo complexo não apenas do ponto de vista do *sistema de governança*, mas do *sistema de recursos*, onde se associam regras formais e informais nem sempre compartilhadas por todos os atores envolvidos. Segundo essa análise não há mudança de posição se os atores não perceberem os ganhos que tal estratégia possa acarretar. Isso implica no tipo e potencial dos incentivos propostos pelo próprio sistema aos atores que dão forma e conteúdo às interações nele presentes.

O diagnóstico institucional proposto, mais que a identificação de atores no processo, visa propor uma visão integrada do sistema de gestão, baseado, no caso cearense, na alocação de água, seja na forma da negociação pública, seja no ato discricionário da outorga. O foco da análise recaiu sobre a alocação negociada, cuja avaliação deve contemplar o nível de envolvimento dos atores na execução das regras, seus ganhos e perdas na alocação, o volume e a qualidade de água disponível, a capacidade das informações utilizadas para fundamentar a tomada de decisão. Os conflitos atinentes a tal processo revelam não apenas interesses diversos, mas assimetrias entre os atores na arena de decisão e no acesso ao recurso.

Dessa forma, acredita-se que a identificação das categorias e níveis de análise contribui, sobremaneira, para o entendimento do processo de alocação em curso no estado cearense, de forma a que se realize uma análise mais ampla e integrada do processo.

REFERÊNCIAS

AQUINO, S. H. S. (2012). Relatório Síntese sobre Alocação Negociada de Água no Estado do Ceará. UFC.

COGERH (2006). Planejamento Estratégico dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará – 2004/2005. Fortaleza.

COGERH (2010). Gestão Participativa e Alocação Negociada de Água. Fortaleza, 288p.

FREITAS, M. A; LOPES, A. V. (2007). A Alocação de água como instrumento de gestão de recursos hídricos: experiências brasileiras. In Rega, n.1, jan/jun.

KEMPER, K. (1997). O Custo da Água Gratuita. Alocação e uso dos recursos hídricos no Vale do Curu, Ceará, Nordeste brasileiro. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 1997.

OSTROM, E (2011a). El Gobierno de los Bienes Comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. 2ª ed. México: FCE, UNAM, IIS.

OSTROM, E. (2007). A Diagnostic Approach for Going Beyond Panaceas. In Workshop in Political Theory and Policy Analysis.

OSTROM, E. (2009). et al. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. In Science, V. 325, No 419.

OSTROM, E. (2010a). Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. American Economic Review, 100, June.

OSTROM, E. (2010b). IAD and SES Dynamic Flows: Introducing the Program in Institutional Analysis of Social Ecological Systems (PIASES) Framework. Economics of Infrastructures Conference, Delft, Netherlands.

OSTROM, E. (2011b). Background on the Institutional Analysis and Development Framework. In The Policy Studies Journal, Vol. 39, No. 1.

OSTROM, E.; JANSSEN, A. (2004) A Framework to Analyze the Robusteness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. Disponível em www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18.

SILVA, U. P. A., COSTA, A. M.; LIMA, G. P. B; LIMA, B. P. (2006). A Experiência da Alocação Negociada de Água nos Vales do Jaguaribe e

Banabuiú. Anais do VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gravatá, PE.

SOUZA FILHO, F. A. (2005). Alocação de Água Sazonal e Anual: modelos matemáticos, experimentação comportamental e justiça alocativa. Tese de doutoramento, USP.

SOUZA FILHO, F. A. (2012). Águas do futuro e o futuro das águas. In A Questão da Água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE.

ALOCAÇÃO PARTICIPATIVA DAS ÁGUAS NO CEARÁ: INCERTEZAS, DESLOCAMENTOS E DISPUTAS

Sandra Helena Silva de Aquino
Samiria Maria de Oliveira da Silva
Daniele Costa da Silva

1.INTRODUÇÃO

O ato de alocar água enquanto ação para dar destino e de apropriação é uma prática mundialmente antiga. As populações sempre fizeram uso desse recurso para garantir sua sobrevivência e a vida dos demais seres vivos.

Concebida como ser vivo, a água associa-se a ideia da pureza e de um líquido que ao correr fertiliza o solo, gerando vida. Mas ela é um elemento transitório por sua própria constituição, alterando em quantidade e qualidade ao que ela pode servir. A incerteza, por tanto, a caracteriza.

Bachelard(2013), argumenta que a água não é simplesmente o que é, mas o que é tornada a ser. Tornada suporte de vidas e aportes de cadeias produtivas globais com o advento da modernidade, ganha a denominação de recursos hídricos. Extrapola suas características físico-químicas e converte-se em recurso disputado com usos múltiplos conflitantes.

Padece de uma regulação para evitar a propalada "tragédia dos comuns" teorizada por Hardim(1968). Deixa de ser apenas algo que se bebe, para torna-se uma "substância que bebe" (idem, 2013, p. 57). Ou seja, incorpora as relações de poder e as lutas pela classificação (Bourdieu, 2015) de quem será reconhecido como *usuário de água*[32].

Nessa transição, os recursos hídricos são regulamentados como bem público, aproximando-se da noção de Commom Pool Resource filiado as discussões de Ostrom (2011). Entretanto, tal aproximação não garante por si só que a visão utilitarista, fruto das ideias liberais relativas aos recursos hídricos deixem de rondar as arenas de discussão pública sobre os seus usos e destinos e o campo político que formula a política ao definir as regras do jogo.

Na política de recursos hídricos do Brasil, elaborada ao longo da década de 1990, a água de rios, lagos, canais, reservatórios, fontes naturais, enfim, é foco de um rico processo de discussão, debate, controvérsias, em torno da chamada gestão participativa da água. O estado do Ceará desponta nesse cenário como modelo a ser seguido de governança das águas. É sob essa realidade, que direcionamos a lupa de análise.

O intuito da presente proposta consiste em refletir sobre o processo de "gestão participativa" das águas no estado do Ceará, situado no semiárido brasi-

32 Os termos itálicos ao longo do documento são categorias nativas.

leiro, tendo como foco o deslocamento de águas no Sistema de Transferência Hídrica Jaguaribe-Metropolitana entre os anos de 2012 e 2016. Os procedimentos metodológicos adotados são a avaliação de relatórios produzidos pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará e a observação direta nos encontros de alocação de água, da qual participam uma rede de agentes sociais que disputam o acesso às águas do Sistema em questão. Este artigo está estruturado em três seções, além dessa introdução. O primeiro aborda a regulamentação dos recursos hídricos no Brasil e Ceará, apresentando seus principais marcos. A segunda seção trata da alocação negociada de água, destacando os atores sociais e os fatos que delinearam esse processo em situação de crise hídrica. A última seção reúne algumas reflexões sobre o modelo de participação pública.

2.BREVES CONSIDERAÇÕES SOBRE A REGULAMENTAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL E CEARÁ

Analisar o processo de participação pública dos recursos hídricos do Ceará remete, inicialmente, ao processo de regulamentação desse setor e o contexto no qual foi (re)desenhado no país e sua relação com o delineamento do modelo cearense.

A regulamentação das águas no Brasil tem como marco o Código das Águas de 1934, em um contexto marcado pelo desenvolvimentismo, cujo carro chefe é a industrialização. Água como fonte de energia torna-se, assim, um recurso estratégico para o desejado crescimento do país. Esse marco legal determina que as águas são de domínio público como estratégia de autonomia do estado frente a empresas estrangeiras do setor elétrico, como por exemplo a Light. O Estado passa a regular diretamente o setor (SILVESTRE, 2008); (BNDES, 2002); CENTRO DA MEMÓRIA DA ELETRICIDADE NO BRASIL(2001).

Mas, é a partir da década de 1980 que a regulação torna-se mais pronunciada, com a promulgação da Constituição Federal de 1988[33] e a Lei Nacional de Recursos Hídricos de 1997 (Lei nº 9.433) que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e formatou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh). Essa norma jurídica apresenta um tripé indissociável, integração, descentralização e participação.

No intervalo entre esses dois marcos legais, o estado do Ceará promulga sua legislação de recursos hídricos em 1992 com esse tripé. (Re)desenha seu quadro institucional para lidar com a gestão de um recurso vital e dotado de valor econômico conforme expresso na legislação.

No final da década de 1980, o país vive um contexto de redemocratização e de intensa movimentação social. Surge no cenário nacional uma peculiaridade do sistema político brasileiro, fruto da conjunção entre representação proporcional, multipartidarismo e presidencialismo, ou o que veio a ser chamado

33 Esta carta magna não revogou o Código das Águas de 1934.

Presidencialismo de Coalização. Termo cunhado por Abraches (1988) que, ao se referir a um dos momentos típicos dos dilemas institucionais do referido sistema afirma que é na "transformação da aliança em coalizão, efetivamente governante, quando emerge, com toda força, o problema da formulação da agenda real de políticas, positiva e substantiva, e das condições de sua implementação (ABRANCHES, 1998 pp. 27 e 28). É sob esse contexto que as demandas sociais vão, paulatinamente, sendo transformadas em políticas públicas, tornando-se políticas setoriais que, embora afirmem a existência da intersetorialidade, na prática, têm sido executadas de forma isolada ou em articulação pontual. Fato evidente quando se observa a lei das águas e a legislação ambiental.

A política dos recursos hídricos é filha desse tempo, que traz desdobramentos significativos para sua implementação em contextos de crises, quando define a bacia hidrográfica como locus de ação, guiada pelo princípio da descentralização. A essa diretriz soma-se a participação pública, via canais de interlocução ente a sociedade civil e o estado, como resultado das pressões/contestações dos movimentos sociais e da configuração gerencial que os setores administrativos públicos assumem nos anos 1990.

O Ceará se sobressai como o terrenos mais fértil para a experimentação de outro modelo de administração guiado pela lógica gerencial. Trata-se de mudanças na forma de lidar com os bens públicos e o próprio papel do Estado, que assume uma postura reguladora. Isso não significa que o estado passa a ser um ator neutro no chamado campo das públicas.

No entanto, a implementação da política apresenta suas peculiaridades e idiossincrasias no contexto de cada estado, como atestam as análises de Abers e Keck (2017). Tal se pode perceber quando se pensam os contextos de ameaça de desabastecimento, como a crise que atingiu a região Sudeste, entre 2014 e 2015 (JACOBI, et al, 2015), e, em especial, a realidade de semiaridez, como exemplifica o estado do Ceará, o qual apresenta a ocorrência de eventos de seca cada vez mais rigorosos e duradouros. Esse estado elegeu, como estratégia prioritária para suprir as demandas de água e as pressões dos muitos e diversos interesses e demandas hídricas, a transferência de água entre bacias hidrográficas. Fato que evidencia um processo que tem marcado não apenas o Ceará, mas os principais centros urbanos do país, sob um modelo urbano industrial pautado no uso degradante dos recursos naturais. Em especial, no caso da água, matem-se o uso intensivo e perdulário para atender as demandas urbanas, lançando mão das chamadas "águas transfronteiriças" que são objetos de disputas em vários lugares do mundo.

3. ALOCAÇÃO NEGOCIADA DE ÁGUA: UMA EXPERIÊNCIA CEARENSE EM SITUAÇÃO DE CRISE

Construído e lapidado no Ceará nos anos 1990, o processo de participação pública, denominado *Alocação Negociada de Água,* é praticado nas 12 regiões

hidrográficas do estado. Esse processo não é único. Existem configurações que são desenhados e implantados em conformidade com a realidade de cada lugar, bem como pelo perfil da equipe responsável para realizar a distribuição das águas. Tanto quea Companhia de Gestão de Recursos hídricos não dispõe de um manual de ações correlacionadas à gestão participativa.

A alocação negociada, como é comumente denominada, implica na discussão pública sobre as formas de liberação da água dos reservatórios existentes no Estado, agregando Comitês de Bacia Hidrográfica e Comissões de Usuários. Nesse processo, define-se, a partir de dados dos reservatórios apresentados pelos técnicos do estado, quanto será liberado de água para os múltiplos usos. A alocação é um momento em que se revelam tensões e conflitos pelos usos da água, ao tempo em que se denotam as estratégias dos técnicos visando evitá-los. Esse arranjo de instituições e atores enfrenta, desde 2011, os dilemas de uma grave seca, considerada uma das mais longas dentre os registros de estiagem produzidos no Ceará, o que tem levado a discussões e estratégias, sobretudo para atender aos usos definidos pela legislação como prioritários.

O marco inicial das negociações públicas em torno dos usos das águas fica por conta do I Seminário de Planejamento da Operação dos Vales Jaguaribe e Banabuiú, realizado em 28 de julho na cidade de Jaguaribe em 1994. Figura como primeira ação efetiva de participação social na operação de reservatório, na época Orós e Banabuiú em função de conflitos em torno do uso das águas do primeiro açude e da transferência para Fortaleza e sua região Metropolitana via canal do trabalhador[34].

A experiência do referido seminário propiciou a definição dos procedimentos metodológicos gerais para a alocação negociada de água que, paulatinamente, vai se expandindo para outras regiões do estado.

No ano de 1994 assiste-se a formação das chamadas Comissões de Operação dos três Vales perenizados do Ceará, a saber: Jaguaribe/Banabuiú, Curu e Acaraú. Germes de experiências de mobilização social para a formação dos Comitês de Bacia que tem início a partir de 1995.

A instalação do primeiro Comitê se dá em 1997, no caso, o CBH do Curu como projeto piloto. Antes da formalização dos Comitês de Bacias hidrográficas--CSBH, as Comissões deliberavam sobre a operação dos reservatórios existentes nos vales.

Importante destacar que com a promulgação da Lei Nacional nº 9.433/1997, a prerrogativa para a deliberação das vazões dos reservatórios passa a ser dos Comitês de Bacias Hidrográficas-CBH. Essas instancias de participação pública coexistem por pouco tempo, sobressaindo os Comitês como colegiado

34 Obra construída em três meses durante a gestão de Ciro Gomes a frente do governo do estado com o propósito inicial de transferir água da Região do Jaguaribe para fortaleza e sua região metropolitana. Esse deslocamento das águas é marcado por conflitos ente usuários dessas regiões, em especial, ente o setor de irrigação e o de abastecimento humano.

responsável pela alocação de água dos chamados vales perenizados. Para os sistemas isolados são constituídas as comissões gestoras que alocam as águas, obedecendo aos parâmetros definidos pelos Comitês.

Regulamentados pela lei estadual nº 14.844/10[35] como "entes regionais de gestão de recursos hídricos com funções consultivas e deliberativas, atuação em bacias, sub-bacias ou regiões hidrográficas", os Comitês de Bacias Hidrográficas[36] são vinculadoscolegiado, vinculado ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH), sendo composto por representantes de instituições governamentais e não governamentais, que se distribuem distribuídos em quatro setores: Usuários (30%); Sociedade Civil (30%); Poder Público Municipal (20%); Poder Público Estadual/Federal (20%).

Uma diferença observada no processo de alocação de água refere-se à articulação de atores sociais na região hidrográfica do Jaguaribe. A alocação negociada do Vale é realizada em um seminário que congrega cinco comitês: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado, cujos membros tem poder de voto. O Comitê da Metropolitana participa como convidado do evento, sem poder de voto. Considerado instância participativa como *recebedora de água* em contraposição aos outros Comitês, cujos membros afirmam pertencer a bacia produtora de água em maior proporção no estado e nesta relação, denominam-se como *doadores de água*.

Posições que demarcam disputa pelo acesso água, acirradas em situação de crise hídrica quando alocar deixa de ser apenas distribuir água, significando também transferências de riscos e definição de usos prioritários.

O procedimento metodológico da alocação negociada de água foi desenvolvido, internamente, por profissionais da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos-COGERH, incorporados ao quadro funcional pelo primeiro concurso público da instituição (1994). Três elementos constituem o procedimento geral: reuniões técnicas preparatórias, mobilizações sociais e o fórum de negociação (reunião ou seminário de alocação).

Duarte as reuniões, técnicos da COGERH apresentam os resultados das alocações dos anos anteriores, comprando o que foi previsto com o que foi efetivamente realizado em relação à liberação de água dos reservatórios. Apresentam também situação atual dos açudes e alguns dados de demanda. No momento seguinte são exibidos os cenários de alocação para serem votados. Um ponto de pauta importante é a apresentação da previsão climática feita por um funcionário da FUNCEME. Ao final desses encontros, as discussões e deliberações são regis-

35Revogou a Lei nº 11.996/1992. Esta foi a segunda lei estadual para o setor de recursos hídricos do país. Legislações que instituem Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos – SIGERH e definem a bacia hidrográfica como unidade de gestão.

36 Os Comitês de Bacias possuem Regimento Interno; suas assembleias são públicas; os integrantes do Comitê possuem mandatos de quatro anos e a diretoria possui duração de 2 anos, podendo ser renovado por igual período

tradas em ata, elaboradas pela COGERH (que é secretaria executiva dos comitês), que servem como documento oficial para a operação dos açudes. Após o estabelecimento do acordo relativo à alocação, dá-se início ao seu acompanhamento e fiscalização por parte das comissões de acompanhamento. No caso do Jaguaribe tal comissão foi instituída formalmente em 2015 com o propósito de criar um canal mais ágil de comunicação entre os chamados *usuários de águas* e técnicos da companhia, possibilitando uma espécie de prestação de contas dos acordos celebrados.

A alocação de água ocorrida entre os anos de 2012 a 2017 trouxe à superfície contestações sobre a priorização de uso, reuniões mais numerosas, maior quantidade de encontros para definir os acordos, limitações da fiscalização, reuniões prévias com a diretoria dos comitês para apresentação dos cenários a serem levados para as reuniões de alocação.

À tomada de decisão, incorporou-se, primeiro, o voto com uso de tarjetas para facilitar a contagem, recentemente, adotou-se o voto em urnas. A esses fatos juntam-se, ainda, a delimitação de falas dos convidados e a condução das reuniões pelos membros dos comitês. Mas a apresentação dos dados técnicos permaneceu sob a responsabilidade da COGERH.

Em mais de duas décadas de alocação de água ocorridas de formas ininterruptas, o processo permanece não reconhecido, formalmente, como instrumento de gestão, figurando como lembra Ostrom (2011) como uma regra em uso. É relevante também mencionar que em todo esse período, o Conselho Estadual de Recursos-CONERH só na última renovação abriu assento para um representante dos Comitês de bacias hidrográficas instalados no Ceará. Mas, o acontecimento nesse aspecto mais importante foi que pela primeira vez as reuniões de alocação foram antecedidas por uma decisão do CONERH sob a justificativa para garantir água para a capital e a para sua região metropolitana em função do agravamento das disputas pelas águas entre o Vale e a RMF. Decisão prevista na legislação, mas que provocou críticas quanto ao real papel dos colegiados, especificamente o reconhecimento do poder de deliberação dos mesmos.

Um elemento importante a ser destacado sobre a alocação negociada de água, são as vazões aprovadas entre os anos de 2011 a 2016 (ver Tabela 1) na área do Jaguaribe e o aumento do número de açudes monitorados e em contraponto a redução das perenizações dos rios no estado (ver Tabela 2) .

Tabela 1: Oferta hídrica dos principais reservatórios da região dojaguaribe em m^3/s (2011-2016).

RESERVATÓRIO	2011	2012	2013	2014	2015	2016
CASTANHÃO	20,0	32,0	34,16	28,0	22,0	15,0
ORÓS	7,7	9,2	8,5	7,0	4,0	N.A
BANABUIÚ	10,0	9,0	9,0	7,5	0,08	0,12

N.A – não se aplica, pelo fato de o açude Orós estar em operação excepcional com a transferência de água para o açude Castanhão

Vazões aprovadas através de alocação participativa

Entre 2013 e 2014 o açude Banabuiú contribuiu para o abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza

Fonte: COGERH, 2016.

Tabela2: Açudes monitorados com reserva crítica e trechos de rios perenizados (2011 e 2016)

SITUAÇÃO de RESERVA	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Nº AÇUDES MONITORADOS	138	142	147	150	154	153
Nº RIOS PERENIZADOS	88	89	71	52	29	28
EXTENSÃO da PERENIZAÇÃO (Km)	2.535	2.479	2.166	1.460	680	557
REDUÇÃO DA EXTENSÃO	0%	2,2%	14,5%	42,4%	73,2%	78,0%

Fonte: COGERH, 2016

Os dados contidos na tabela mostram movimentos distintos. As vazões aprovadas no processo de alocação de água contidos na Tabela 1 evidenciam que quando o aporte hídrico do Ceará ainda não estava em situação crítica, a vazão liberada é menor quando a seca se instala em 2012 e 2013. Somente em 2016 há uma redução significativa ao comparar com o primeiro ano sequencial de seca no Ceará. Na tabela 2 o aumento do número de açudes monitorados decorre, segundo depoimento dos próprios técnicos, da necessidades de ampliar o monitoramento da qualidade de água devido a seca. Em relação à extensão dos trechos de rios perenizados, os dados evidenciam uma redução drástica entre 2012 e 2016. Naquele ano eram perenizados 2.166 quilômetros de rios, neste último apenas 557 Km. O que esse movimento revela?

Os dados quando associados com as observações feitas em campo durante as reuniões de alocação negociada de água (2012-2016) possibilitam inferir que as "soluções" para crise foram formuladas e testadas durante a ocorrência da seca. Grupo de trabalho com os usuários de água, grupo de contingência/segurança hídrica com uma equipe de técnicos, comissão provisória de acompanhamento foram algumas ações tomadas pelo estado. Protocolos de ações inexistem, inclusive a memória relativa às ações de secas anteriores foram apontadas como "algo já esquecido".

4. CONSIDERAÇÕES

A alocação negociada de água figura como uma vitrine do modelo cearense de governança das águas. Assume configurações específicas em cada região hidrográfica do estado. Na do Jaguaribe, mais precisamente, nos Vales do Jaguaribe e Banabuiú assume contornos mais complexos decorrente da transferência de água. O risco de desabastecimento da RMF denuncia ausências, ou melhor, aponta escolhas e decisões políticas ao longo do tempo, as quais mantiveram as cidades, mormente Fortaleza, dependentes de sistemas de abastecimento, cujas fontes são dependentes de águas pluviais, nem sempre disponíveis.

Revela, ainda, a postura reativa do Estado, ao agir diante de um contexto climático, ao sabor de interesses e prioridades que não consideram a irregularidade climática. A transferência hídrica entre bacias, que também é uma transferência entre cidades, necessidades, atores e interesses econômicos, desvela complexos processos relacionados à política de recursos hídricos e seus impasses, os quais permitem reforçar o entendimento da política pública como uma arena de múltiplos interesses, perspectivas, processos e relações, os quais não se resumem à mera aplicação da lei ou de seus princípios.

Os últimos anos de seca (2012-2016) revelou que a participação pública com seus avanços e limitações, mostrou-se um instrumento consolidado na realidade cearense. Mas que demanda aperfeiçoamentos com o propósito de democratizar a arena pública de discussão sobre os usos e destinos de um bem público que apresenta uma multidimensionalidade que não pode reduzi-la a uma condição de mero recurso. O desafio posto é como considerar os múltiplos valores e éticas da água em um campo dinâmico tensionado por interesses conflitantes. Aqui a participação ganha centralidade e esta só se efetiva quando os atores sociais, independentes da posição social que ocupam têm acesso à informação, dominam conhecimentos e tem suas vivências reconhecidas. Isso requer não apenas cumprir os acordos, mas participar da construção das regras do jogo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERS, Rebecca Neaera; KECK, Margaret E. **Autoridade prática**. Ação criativa e mundança institucional na política das águas do Brasil. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2017.

ABRANCHES, Sérgio. **O presidencialismo de coalizão**: o dilema institucional brasileiro. In: Dados, v. 31, n. 1, 1988, p. 5-33.

BACHELARD, Gaston. A água e os sonhos: ensaio sobre a imaginação da matéria/Gaston Bachelard; Tradução Antonio de Pádua Danesi. 2 edição, São Paulo: Editora WMF Martins Fontes, 2013.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SO-

CIAL (BNDES). BNDES 50 anos – Histórias Setoriais. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: . Acesso em: 4 de outubro de 2017 às 22h e 40 min.

BOURDIEU, Pierre. A distinção: crítica social do julgamento.eimpr, Porto alegre, RS: Zouk, 2015.

CENTRO DA MEMÓRIA DA ELETRICIDADE NO BRASIL. Energia Elétrica no Brasil: breve histórico: 1880-2001. Rio de Janeiro, 2001.

JACOBI, Pedro Roberto et al. Crise hídrica na Macrometrópole paulista e resposta da sociedade civil. **Estudos Avançado**s, n 29, v. 84, 2015

SILVESTRE, Maria Elisabeth Duarte. **CÓDIGO DE 1934: ÁGUA PARA O BRASIL INDUSTRIAL** Revista geo-paisagem (on line) Ano 7, nº 13, 2008 Janeiro/Junho de 2008

PRODUÇÃO E USO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO EM DECISÕES DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA NAS BACIAS METROPOLITANAS DO JAGUARIBE E FORTALEZA, CEARÁ

Cydney Seigerman
Donald R. Nelson

1. INTRODUÇÃO

A produção, o acesso e o uso do conhecimento desempenham papéis fundamentais nos regimes de governança da água. O que constitui conhecimento pode variar para diferentes produtores ou consumidores de conhecimento, enquanto diferentes formas de conhecimento incluem conhecimento científico / técnico, local ou político, bem como conhecimento coproduzido por cientistas e partes interessadas (Engle & Lemos 2010). O fluxo e o uso do conhecimento podem aumentar a capacidade de adaptação dos regimes de governança da água, apoiando a aprendizagem social e a flexibilidade, levando a uma melhor tomada de decisão no nível gerencial (Engle & Lemos, 2010). Da mesma forma, maior igualdade na tomada de decisão e disponibilidade de conhecimento - que refletem a distribuição de poder entre as partes interessadas, acesso ao conhecimento técnico e a capacidade de se expressar livremente dentro de um comitê de bacia hidrográfica - estão relacionadas à maior capacidade adaptativa (Engle & Lemos 2010). Em teoria, uma combinação de conhecimento científico, local e co-produzido, pode ajudar a melhorar a tomada de decisões para beneficiar mais usuários de água (Pahl Wostl 2007; Kiparski et al. 2012).

O conhecimento científico é importante para a capacidade de adaptação dos sistemas de governança da água - e os membros do comitê de bacia hidrográfica no Vale do Jaguaribe consideram o conhecimento técnico necessário para a tomada de decisões. No entanto, a introdução desse conhecimento também pode perpetuar a desigualdade no processo de tomada de decisões, levando a um maior isolamento das decisões (Engle et al. 2006; Lemos et al. 2010). Quando o acesso ao conhecimento é limitado a poucos atores, as decisões podem ser isoladas, contribuindo para desequilíbrios de poder entre aqueles com e sem acesso ao conhecimento (Engle et al., 2006). Por exemplo, o uso de conhecimento científico na forma de apresentações técnicas carregadas de jargões e cenários de alocação de água é muitas vezes inacessível para os usuários de água locais. Isso, por sua vez, leva a desequilíbrios de poder entre especialistas e não-especialistas que podem impactar negativamente a tomada de decisões e perpetuar a distribuição desigual da água (Lemos & Dilling 2007; Pfaff et al. 2013).

O uso do conhecimento depende de fatores que incluem "[...] a interação entre produtores e usuários do conhecimento, confiança entre eles, arranjos

institucionais e características do conhecimento (por exemplo, saliência, legitimidade e credibilidade)" (Lemos 2015: p. 49). Além disso, o ajuste (ou seja, como os usuários percebem a utilidade de diferentes tipos de conhecimento), interação (ou seja, como o conhecimento interage com diferentes tipos de conhecimento e contextos de decisão) e co-produção (ou seja, a medida de interação entre produtores e consumidores) do conhecimento são três fatores principais que impactam o uso do conhecimento (Lemos et al., 2012). Como a mudança climática leva a desafios sem precedentes, o uso do conhecimento é desafiado não apenas por esses fatores, mas também pela maneira como esse conhecimento pode ser aplicado nos modelos atuais de gestão. Lemos (2015) observa que não entendemos completamente a capacidade das abordagens emergentes de gerenciamento de água de incorporar informações sobre o clima na tomada de decisões. Entender a dinâmica dos tipos de conhecimento dentro dos comitês de bacias hidrográficas e como essas dinâmicas impactam a tomada de decisões pode ajudar a analisar as estruturas de governança atuais e fornecer insights sobre como o uso e a produção de conhecimento podem ser melhorados.

2. A APRESENTAÇÃO DO CONHECIMENTO METEOROLÓGICO

• FUNCEME

As informações meteorológicas produzidas e comunicadas pela FUNCEME fundamentam as reuniões de alocação de água e incluem padrões climáticos históricos, condições climáticas atuais e possíveis tendências para o futuro. Em 2018, representantes da FUNCEME apresentaram essas informações climáticas duas vezes aos comitês de bacias hidrográficas: o presidente da FUNCEME apresentou durante a reunião do grupo de trabalho (descrita com mais detalhes abaixo) no início de junho, enquanto um meteorologista da FUNCEME apresentou informações semelhantes no plenário reunião de alocação mais tarde naquele mês. Ao enfatizar a sensação de crise hídrica através de descrições das chuvas limitadas na região, ciclos de secas prolongadas e potencial de seca para o ano seguinte, a narrativa usada para apresentar as informações meteorológicas ajuda os membros do comitê de bacia hidrográfica a adotarem uma perspectiva mais conservadora (Molden 2014). Nas reuniões de 2018, os padrões históricos de chuva e seca do Ceará foram revisados e os valores de precipitação para a estação chuvosa de 2018 foram apresentados para ilustrar a história da disponibilidade limitada de água na região. Embora os valores de 2018 estivessem acima da mediana pela primeira vez desde 2012, essa chuva fez pouco para mitigar os efeitos combinados de chuvas abaixo da média de 2012 a 2017. O presidente da FUNCEME subsequentemente discutiu seu problema relacionado a um possível El Niño em 2019, sugerido por modelos climáticos e temperaturas anormalmente

altas das águas superficiais do Oceano Pacífico. Esta informação não foi apresentada como uma previsão, uma vez que os modelos climáticos atuais limitam a previsão a três meses. No entanto, um evento El Niño resultaria em mais um ano de chuvas abaixo da média. A apresentação refletiu um ponto de vista conservador relacionado à disponibilidade de água na região: os padrões de chuvas passadas e atuais falaram sobre a penetração da seca na região e a necessidade de estar preparado para desafios futuros devido à disponibilidade limitada de água. A apresentação, portanto, preparou os membros do comitê para serem mais receptivos a cenários conservadores de alocação de água e restrições regionais ao uso da água.

- **COGERH**

As informações meteorológicas fornecidas pela FUNCEME complementam os esforços da COGERH para produzir e comunicar conhecimentos técnicos sobre os recursos hídricos do estado. Como secretária executiva dos comitês de bacias hidrográficas do Ceará, a COGERH compartilha esse conhecimento com os comitês de bacias hidrográficas para informar as decisões de alocação de água em grande escala. Durante as reuniões do comitê de bacias hidrográficas, os especialistas técnicos da COGERH fazem apresentações orais e formais, apoiadas por recursos visuais, usando slides do PowerPoint preparados. As informações empíricas da COGERH - como condições operacionais da barragem, dados do registro do usuário e disponibilidade e uso da água - fornecem um contexto para os cenários de alocação que descrevem como a água será liberada e distribuída a partir dos principais reservatórios da região. Os cenários em si são criados por especialistas da COGERH que usam simulações de computador com base em dados empíricos e calculados. Enquanto os cenários finais são apresentados aos comitês de bacias hidrográficas, o processo de simulação não é discutido. Informações técnicas adicionais coletadas pelo estado, como a qualidade da água armazenada nos reservatórios do estado, não são discutidas pela COGERH nas reuniões de alocação de água. Os tipos de conhecimento técnico que a COGERH coleta, mantém e compartilha com os comitês de bacias hidrográficas para informar as decisões de alocação de água a granel estão detalhados a seguir. O processo pelo qual os cenários de alocação são criados e compartilhados com os comitês de bacias hidrográficas é destacado.

O conhecimento científico sobre os níveis de água e taxas de fluxo que a COGERH produz e compartilha inclui dados empíricos e calculados. Os volumes de água do reservatório são calculados diariamente. Os técnicos da COGERH medem manualmente as alturas de água nos reservatórios usando varas de medição. A altura é gravada e uma foto é tirada para verificar a medição. Os volumes de água do reservatório são subsequentemente calculados usando as especificações técnicas do reservatório e a capacidade percentual é baseada fora da

capacidade máxima especificada no projeto do reservatório. No entanto, os técnicos da COGERH reconhecem a necessidade de recalibrar as capacidades máximas devido aos níveis de água extremamente baixos. Além dos níveis de água dos reservatórios, as vazões são medidas usando medidores digitais. As taxas de fluxo de liberação da barragem são controladas e monitoradas por técnicos que usam um sistema computadorizado. A água liberada da represa é medida por medidores em pontos específicos ao longo do sistema do Rio Jaguaribe e do canal, bem como nos locais onde a água é transportada do sistema fluvial para áreas adjacentes para consumo humano ou irrigação. No entanto, o monitoramento real do uso da água é desafiador devido ao número limitado de funcionários da COGERH para realizar essa tarefa.

A apresentação da COGERH dos níveis dos reservatórios e das taxas de fluxo para os comitês de bacias hidrográficas promove uma sensação de crise e a necessidade de decisões conservadoras de alocação. Por exemplo, durante a reunião de alocação de água de 2018, as condições operacionais do Castanhão foram introduzidas como "operações de emergência". As vazões (m^3/s) de água liberadas do Castanhão através do sistema de canal integrado e do Rio Jaguaribe de 2014 a 2017 foi apresentado sob a forma de uma tabela. Nesta tabela, também foi apresentada a distribuição de onde a água foi transferida: para os três maiores projetos públicos de irrigação e para a RMF, através do sistema de canal integrado e do Canal do Trabalhador. As demandas industriais e domésticas em Fortaleza também foram incluídas com base no uso de água medido por aqueles no registro do usuário. Enquanto as taxas totais de liberação caíram de 28,7 para 7,02 m3 / s e a quantidade de água transferida para os três principais projetos públicos de irrigação e através do sistema de canal integrado e do Canal do Trabalhador diminuiu significativamente, as demandas em Fortaleza permaneceram relativamente constantes. A COGERH usou o conhecimento técnico que recolheu para demonstrar o conflito entre a diminuição significativa da água liberada do Castanhão e as necessidades consistentes das famílias urbanas - e, em menor grau, das indústrias - em Fortaleza.

O uso de um gráfico de barras para visualizar as tendências dos volumes de água armazenados nos principais reservatórios da região ajuda a COGERH a comunicar ainda mais a sensação de clareza em relação à condição dos reservatórios do estado nos últimos anos. As mudanças nos volumes do Castanhão, Banabuiú, Orós e do grupo de reservatórios no RMF são comparadas, apresentando as informações para cada barragem como um cluster em um único gráfico. Os valores são dados em volume (hm3) e são especificados para a unidade de centésimos. As mudanças foram calculadas para o intervalo de datas (2014-2018) e de 2017-2018 para os reservatórios individuais e para o total do grupo. Enquanto os volumes de água no Castanhão, Banabuiú, Orós experimentaram decréscimos gerais nesse período, os volumes do sistema RMF permaneceram relativamente constantes, refletindo, em parte, os padrões de precipitação ao longo do perío-

do. Além disso, observou-se que, embora os reservatórios tenham sofrido uma redução significativa no volume total de água de 2014 a 2018, o volume total aumentou ligeiramente em 2018, uma vez que a região passou por mais chuvas do que nos últimos anos.

A COGERH fornece informações operacionais adicionais específicas para cada uma das três principais barragens (Castanhão, Banabuiú, Orós) usando diagramas esquemáticos e dados numéricos. As condições de operação são discutidas para cada barragem individualmente, começando com o Castanhão. Usando um diagrama esquemático da barragem, um especialista da COGERH compara a altura / volume atual da água com as alturas / volumes referenciais ou limiares. Para o Castanhão, os diferentes níveis de água são representados visualmente como diferentes alturas e um gradiente de cor de azul escuro (maior nível de água) a vermelho (baixo nível de água). Quatro níveis de operação são diferenciados: um nível de alerta (azul; alcançado em agosto de 2017); o nível em que os rotores e inversores devem ser ativados (azul-laranja; atingido em dezembro de 2017); o nível em que o Castanhão deixa de operar (laranja-vermelho); e os níveis acima e abaixo da tubulação através da qual a água deixa o reservatório (vermelho). A câmara de pressão, os tubos de saída para o sistema de canal integrado (Eixão) e o rio Jaguaribe, e a estação de bombeamento (que leva ao sistema de Eixão) também estão representados. Os esquemas para os Orós e Banabuiú visualizam a altura / volume atual em comparação com a altura máxima (para ambos Orós e Banabuiú) e a altura não operacional (para os Banabuiú). Para os reservatórios de Orós, o volume percentual é exibido como um valor numérico e recebe uma cor específica para indicar o nível de preocupação: 100-75% é azul, 75% -50% é verde; 50% -25% é amarelo; e 25% -0% é vermelho. O nível atual, 9,19% é indicado como vermelho. Os limites operacionais para as transferências para a barragem de Orós também são fornecidos como valores numéricos. Enquanto as representações esquemáticas das barragens não são desenhadas em escala e são muito simplificadas, as representações visuais ajudam a desmistificar os valores numéricos abstratos de alturas e volumes.

Seguindo o esquema das condições de operação da barragem, os usos atuais da água no sistema são apresentados usando mapas de informações do registro do usuário e diagramas esquemáticos que indicam como a água é distribuída ao longo do sistema de água associado a uma das três barragens. As informações do registro do usuário de irrigação e informações sobre as bacias hidrográficas para consumo humano são apresentadas na forma de uma tabela, mapas de satélite e esquemas. A análise é dividida por trecho do sistema de água. Essas informações são coletadas de agências governamentais estaduais e municipais (ou seja, SAEE, Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba, CACEGE, Companhia de Água e Esgoto do Ceará, SISAR, Abastecimento Rural de Água e Saneamento, prefeitura e comunidade). Para a irrigação, os usuários são categorizados pela área do terreno (em hectares) e pelo modo de irrigação (super-

ficial ou eficiente). O número de usuários e áreas de terra são fornecidos para cada categoria. Para cada trecho do sistema de água, o número de bacias hidrográficas para consumo humano e as vazões (L/s) e as perdas estimadas (calculadas) devidas à evaporação (L/s) são indicadas. Seguindo a tabela, é apresentado um mapa de satélite do sistema de água para visualizar a localização das bacias hidrográficas para consumo humano de água, que são divididas em trechos menores do que na tabela usada para descrever o registro do usuário. As informações apresentadas incluem o número de bacias hidrográficas, o número de comunidades atendidas e população total, o tipo de bacias hidrográficas utilizadas (rio e poço), as ligações registradas e as demandas totais de fluxo (em L/s). Em contraste com o mapa de satélite, um diagrama esquemático descreve as demandas de água do Castanhão ao longo do Eixão e do reservatório de Pacoti do RMF. O sistema é dividido em quatro trechos e indicados são valores que representam perdas (devido à evaporação) e desvios da água do sistema para diversos usos. Este esquema é seguido por uma continuação que descreve como as demandas de água do RMF são atendidas pelo sistema integrado de reservatórios (Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião), que é complementado pelo Castanhão. Valores simulados de evaporação (em m3 / s) de junho a março seguinte também são apresentados em forma numérica. As condições de operação da barragem, as informações do registro do usuário e as demandas de água são coletadas, calculadas e apresentadas pela COGERH sem a contribuição dos membros do comitê de bacia hidrográfica. Esta informação técnica fornece contexto para restrições propostas sobre os cenários de uso e alocação de água, que são discutidos e votados pelos comitês de bacias hidrográficas.

As restrições propostas ao uso da água para a região associada a cada barragem são criadas pela COGERH e apresentadas após a visão geral dos atributos técnicos do sistema. As restrições são apresentadas como texto. Essas restrições não são baseadas em cálculos específicos ou técnicas de modelagem e não incluem resultados previstos. Algumas restrições são transferidas de reuniões de alocação de plenárias anteriores, incluindo a proibição de novos usuários para fazer parte do registro desde 2014/2015. Outras restrições, como a distância mínima do rio Jaguaribe que os poços podem ser construídos, refletem o conhecimento experiencial. Por exemplo, anteriormente, uma distância mínima de 500m foi estabelecida. No entanto, como a água extraída dos poços a 500 m ainda se estendia do rio Jaguaribe, a distância mínima foi aumentada para 1000 m em locais onde o rio Jaguaribe não era perene. No entanto, a nova distância mínima não se baseou em um levantamento sistemático para determinar se 1.000m eram uma distância suficiente para impedir a captação de água do Vale do Jaguaribe. Restrições não são baseadas em modelos preditivos ou estudos empíricos, mas sim refletem observações ano a ano.

3. A PRODUÇÃO E USO DE CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA

Os cenários de alocação de água formam a base de quanto água é liberada das barragens do estado e como essa água é distribuída entre os usuários. Cenários iniciais são criados por especialistas da COGERH, mas as propostas são transformadas através de debates nos comitês de bacias hidrográficas, que decidem como a água será liberada dos reservatórios da região. Ao contrário das restrições propostas, os cenários de alocação de água a granel são baseados em uma série de simulações de computador que modelam as taxas de fluxo e os padrões de precipitação. Os dois sistemas utilizados para executar as simulações são o SAGREH (Sistema de Apoio aos Recursos Hídricos) e o SIGA (Sistema de Informações de Gerenciamento de Água). A simulação computacional utilizada depende do reservatório a ser modelado. O SAGREH é um script do Excel usado pelos gerentes regionais da COGERH para criar cenários para reservatórios gerenciados por comitês de bacias hidrográficas individuais. O roteiro foi criado em meados da década de 1990 por um especialista técnico da COGERH e executa simulações individuais para o único reservatório de foco. Gerentes da sede estadual da COGERH em Fortaleza usam o SAGREH e o SIGA para criar cenários para o sistema Jaguaribe-RMF e outros sistemas de reservatórios integrados no Ceará.

O SIGA foi criado em 2005 pela FUNCEME e o código continua sendo atualizado por programadores no Departamento de Recursos Hídricos da FUNCEME. Usando o SIGA, especialistas técnicos são capazes de modelar reservatórios de rede, como o sistema integrado Jaguaribe-RMF. Depois de desenhar a rede, um modelo hidrológico é selecionado para as simulações. O Modelo de Procedimento de Contabilidade da Umidade do Solo, por exemplo, incorpora as taxas de evaporação e precipitação do solo (em mm) nos cálculos. O modelo é calibrado para estabelecer os parâmetros calculados para o modelo. Um algoritmo (por exemplo, MOPSO ou otimização de múltiplas partículas de enxame objetivo) é usado para calcular variáveis que refletem o uso da água - evaporação, precipitação e vazão. Os valores calculados são validados usando dados empíricos de períodos específicos (2002 - 2009 e 2009 - 2017). Uma vez que o modelo tenha sido calibrado, o sistema de operação é estabelecido usando dados coletados pela FUNCEME de diferentes estações meteorológicas, incluindo precipitação média para a bacia hidrográfica de cada barragem na rede. Dados adicionais coletados por satélites e por estações da CHIRPS (Precipitação Infravermelha do Grupo de Perigos Climáticos com Estações) são incorporados às condições de operação. Os dados interpolados dessas fontes fornecem o conjunto de dados mais completo, pois pode haver lacunas nas informações disponíveis de uma única fonte devido a falhas técnicas ou falhas na coleta de dados observacionais. Simulações que seguem parâmetros específicos inseridos pelo usuário são executadas para calcular como os níveis de água do reservatório irão mudar ao longo do tempo. Esse con-

junto de regras é estabelecido manualmente e pode se concentrar em quanto água é liberada de uma determinada água da barragem ou sob demanda (ou seja, como a água será usada no sistema). Uma ou mais simulações que resultam em níveis finais de água aceitáveis são selecionadas como os cenários a serem apresentados aos comitês de bacias hidrográficas.

Os cenários apresentados aos comitês de bacias hidrográficas do estado refletem uma quantidade significativa de planejamento e preparação pela COGERH. Em maio, o diretor de operações da COGERH se reúne com os gerentes regionais para discutir os critérios para decidir sobre os cenários adequados. Os sistemas integrados, incluindo o sistema Jaguaribe-RMF, requerem atenção especial. Os parâmetros para as simulações não estão bem definidos, mas o diretor de operações da COGERH usa sua intuição para estabelecer as regras de operação para as simulações. Os baixos níveis de precipitação de 2011-2017 promovem um sentimento de preocupação que se reflete nos cenários conservadores produzidos. Um objetivo principal é criar cenários com um nível mínimo de risco de colapso do sistema. Para isso, o diretor de operações reúne-se com o presidente da FUNCEME para discutir os cenários no final da estação chuvosa.

Em 2018, uma consideração importante foi a "preocupação" relacionada a um possível evento El Niño em 2019, com base nas anomalias da temperatura da água do mar na superfície.

As simulações para o sistema Jaguaribe-RMF são executadas para calcular os volumes dos reservatórios por 18 a 24 meses no futuro. Em 2018, as vazões utilizadas durante as simulações foram determinadas para garantir água a Fortaleza por pelo menos 18 meses. Embora um uso zero de chuva tenha sido usado no passado, os cenários de 2018 do sistema integrado Jaguaribe-RMF foram baseados nas chuvas de 2016, que representam os menores valores de precipitação durante a seca de 2012-2017. Pelo menos um cenário é selecionado para cada reservatório, embora o valor exato varie entre um e três. Em 2018, a COGERH apresentou um cenário para o Castanhão, um cenário para os Orós e dois cenários para o Banabuiú. Por causa dos níveis de água já extremamente baixos do reservatório Orós, apenas simulações que liberaram água para consumo humano foram executadas. As variáveis que têm o potencial de serem ajustadas pelos comitês de bacias hidrográficas são as vazões médias de água liberadas (m^3/s) e a distribuição do fluxo.

Os cenários são compartilhados com os comitês de bacias hidrográficas durante as reuniões oficiais do comitê. Os cenários são apresentados sob a forma de uma tabela que inclui o caudal de água proposto, o nível de água atual do reservatório (m, um valor medido) e volume (hm^3, um valor calculado), o nível final de água e volume no final de o período simulado e um resumo das alterações. O final do período de simulação é definido para o início da próxima estação chuvosa (fevereiro do ano seguinte). A mudança prevista no nível e volume da água é decomposta em perda de água por evaporação e consumo. Para as reuniões

individuais de comitês de bacias hidrográficas, durante as quais os cenários de liberação de água dos reservatórios locais são debatidos, o gerente regional da COGERH apresenta as condições e cenários operacionais da hidrelétrica. Nas reuniões plenárias do sistema Jaguaribe-RMF, o diretor de operações da COGERH normalmente apresenta as condições operacionais e o cenário da barragem para a barragem de Castanhão, enquanto outros gerentes regionais apresentam essas informações para as barragens Orós e Banabuiú. Ao fazer com que o diretor de operações apresente o sistema mais contestado, a separação entre a COGERH e os comitês de bacias hidrográficas é estabelecida. Potencial conflito ou tensão é evitado entre gerentes regionais e membros de comitês, que podem morar na mesma cidade e interagir regularmente.

No sistema Jaguaribe-RMF, os cenários preparados pelos especialistas da COGERH estabelecem parâmetros para a deliberação dos comitês de bacias hidrográficas. Antes de 2018, os gerentes da COGERH apresentariam os cenários propostos diretamente aos comitês de bacias hidrográficas no dia da reunião de alocação da plenária, durante a qual os parâmetros foram decididos. No entanto, com a formação de um grupo de trabalho com base em comitê em 2018, houve duas oportunidades para os cenários serem deliberados e as alternativas a serem propostas. O propósito e a dinâmica do grupo de trabalho são descritos abaixo. É importante ressaltar que a COGERH apresentou cenários predeterminados para o debate do grupo de trabalho e eventual consenso nesse grupo determinou os cenários que seriam apresentados durante a reunião plenária. No geral, as informações técnicas na forma dos cenários criados e apresentados pela COGERH desempenham um papel fundamental na determinação da quantidade de água que será liberada dos reservatórios do estado em um determinado ano e da distribuição dessa água.

Em 2018, o grupo de trabalho Jaguaribe-RMF foi criado a pedido dos comitês de bacias hidrográficas, para que os comitês pudessem assumir um papel mais ativo na gestão da água na região. O grupo de trabalho é oficialmente reconhecido pela COGERH e pelo estado do Ceará e é composto por 18 membros: três representantes de cada um dos cinco comitês de sub-bacia dos Vales de Jaguaribe e Banabuiú, além de três representantes da bacia do RMF. comitê. Os membros do grupo de trabalho foram selecionados por seus respectivos comitês. Muitos dos membros também atuam nos membros do conselho executivo de seu comitê, têm formação técnica e / ou são bem versados em leis de água e gerenciamento de água. O grupo de trabalho decidiu se reunir mensalmente a partir de janeiro de 2018 na sede da COGERH em Fortaleza para discutir a gestão de recursos hídricos no sistema metropolitano de Jaguaribe-Fortaleza.

No início de junho, o grupo de trabalho reuniu-se com representantes da COGERH e da FUNCEME para determinar os cenários de alocação de água que seriam apresentados aos seis comitês de bacias hidrográficas no sistema Jaguaribe-RMF no final daquele mês na reunião de alocação plenária. A reunião foi

moderada pelo diretor de operações da COGERH e contou com a participação do grupo de trabalho, pessoas de diversas áreas da COGERH, representantes da Secretaria Estadual de Recursos Hídricos e pesquisadores. Apenas os integrantes do grupo de trabalho participaram de discussões com os gestores da COGERH que apresentaram informações técnicas e propostas de cenários. Após apresentações formais, o presidente da FUNCEME apresentou informações climáticas produzidas pela FUNCEME, incluindo padrões climáticos históricos, condições climáticas atuais e possíveis tendências para o futuro. Esta apresentação foi seguida de apresentações sobre cada um dos três sistemas de reservatórios - o Castanhão-RMF, o Orós e o Banabuiú - dados por três gerentes diferentes da COGERH. Um cenário foi apresentado para a barragem de Castanhão, um cenário foi apresentado para a barragem de Orós, e dois cenários foram apresentados para a barragem de Banabuiú, cujo abastecimento de água COGERH recomenda apenas para consumo humano. Restrições sobre o uso da água para cada uma das três regiões também foram apresentadas, que estabelecem limites para que os poços possam ser construídos a partir do fluxo de água, proibidos novos usuários de ingressarem no registro e propuseram a proibição de métodos de irrigação pouco eficientes.

Durante a reunião de dia inteiro, o grupo de trabalho debateu as propostas apresentadas, questionando a fonte das informações técnicas fornecidas pela COGERH, incluindo as demandas de água para Fortaleza e o Vale do Jaguaribe. Além disso, os membros do comitê reclamaram que as apresentações para os três reservatórios eram inconsistentes e difíceis de seguir. Como nenhuma decisão foi tomada até o final do dia, o grupo decidiu realizar outra reunião em duas semanas para continuar a discussão. O grupo de trabalho insistiu que, na segunda reunião, a COGERH apresentasse as informações técnicas e propostas para as três represas de maneira consistente. Na segunda reunião, os gerentes da COGERH apresentaram as propostas atualizadas, e os membros do comitê decidiram por modificações adicionais nos cenários e restrições iniciais, em colaboração com os gerentes da COGERH. No entanto, no caso do Castanhão, a vazão inicialmente proposta para o sistema RMF (5 m^3/s) não era negociável. Foi criado para atender às demandas do sistema e evitar o colapso do sistema de reservatórios, e a COGERH justificou o uso de um cenário altamente conservador, explicando a necessidade de evitar o colapso no sistema de Fortaleza e a mínima água fornecida pelo Castanhão para Fortaleza. Dessa forma, enquanto o grupo de trabalho foi capaz de modificar os cenários que seriam apresentados na sessão plenária no final do mês, a COGERH desempenhou um papel mais dominante na criação dos cenários.

A criação do grupo de trabalho também permitiu uma maior discussão sobre os cenários dentro dos comitês de bacias hidrográficas antes da reunião plenária. Por exemplo, após a segunda reunião do grupo de trabalho, o comitê da bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe realizou uma reunião extraordinária para discutir os cenários finalizados. Durante esta reunião, o gerente regional da CO-

GERH apresentou as informações técnicas apresentadas na reunião do grupo de trabalho, enquanto os três membros do grupo de trabalho explicaram ao lado do gerente da COGERH o significado dos cenários e possíveis implicações desses cenários para a região. Os membros do comitê levantaram preocupações pessoais e de grupo em relação aos esquemas de alocação de água e promessas não cumpridas feitas pela COGERH: a água não alcançou o ponto do rio Jaguaribe indicado pelos cenários do ano anterior, enquanto a infraestrutura, incluindo as bombas de água, não havia sido instalada. A comissão decidiu um cenário de alocação para o Castanhão propor na sessão plenária, bem como uma estratégia para garantir mais água para a região.

Na sessão de alocação plenária, as informações científicas da FUNCEME e da COGERH foram protagonistas. Um gerente regional da COGERH mediou a discussão, enquanto os presidentes dos comitês de bacias hidrográficas, que também serviram no grupo de trabalho, facilitaram a discussão. Antes da discussão das três barragens, um meteorologista da FUNCEME apresentou informações sobre o clima, ecoando o problema que o presidente da FUNCEME havia destacado na reunião do grupo de trabalho. Depois que o meteorologista fez perguntas, cada barragem e regulamentos relacionados foram discutidos individualmente, e os membros do comitê tiveram tempo de expressar sua opinião após cada apresentação. Dois cenários adicionais foram propostos pelos membros do comitê para as represas Castanhão e Orós. Os cenários propostos não foram o resultado de simulações baseadas em computador, mas pareciam ser ajustes nos cenários acordados pela COGERH e pelo grupo de trabalho. No caso de Castanhão, os novos cenários propostos aumentaram a quantidade total de água liberada da barragem, diminuindo a quantidade de água para Fortaleza e aumentando a quantidade para o Vale do Jaguaribe. Antes da votação geral, os comitês de bacias hidrográficas se reuniram individualmente para discutir os cenários propostos. No caso das represas Castanhão e Orós, os comitês escolheram um cenário proposto durante a sessão plenária e não o cenário desenvolvido pelo grupo de trabalho com a COGERH. Como o cenário de alocação selecionado para o Castanhão se desviava dos parâmetros aceitos pela Secretaria Estadual de Recursos Hídricos, a decisão não foi oficializada até que aprovada pelo CONERH, o conselho estadual de recursos hídricos.

As taxas de fluxo e distribuições de água descritas nos cenários de alocação escolhidos tornam-se as condições de operação para os sistemas de reservatório até o ano seguinte. Os cenários ditam quanto a água irá fluir e para onde. Como tal, os cenários são uma representação essencial do conhecimento científico para as decisões de alocação de água no Ceará. COGERH desempenha um papel fundamental na produção e compartilhamento deste conhecimento, enquanto os comitês de bacias hidrográficas também influenciam como o conhecimento é usado na distribuição de água em todo o estado. No entanto, os cenários não retratam necessariamente com precisão o fluxo de água. Uma das principais causas

de desvio é o uso não autorizado de água ao longo do rio Jaguaribe. Os cenários não levam em consideração o uso de água de usuários não registrados ou usuários que usam mais água do que o alocado. Isso leva a novos conflitos dentro do Vale do Jaguaribe, pois as comunidades nas bacias menores ficam sem água em áreas onde a água era garantida. Os desafios enfrentados pela COGERH em relação ao monitoramento do uso da água são discutidos abaixo. Embora os fluxos de água observados reflitam fatores não necessariamente contabilizados durante o desenvolvimento dos cenários de alocação, os cenários de alocação de água são uma forma essencial de conhecimento científico que molda o fluxo potencial de água na região. Esse conhecimento depende de informações altamente técnicas e é estabelecido por meio da combinação de simulações baseadas em computador, dados empíricos e calculados, perícia técnica de órgãos estaduais e negociações entre representantes estaduais e comitês de bacias hidrográficas.

4. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A COGERH também é responsável por monitorar a qualidade da água nos reservatórios do estado, embora o conhecimento científico produzido para avaliar a qualidade da água não seja compartilhado com os comitês de bacias hidrográficas durante o processo de alocação. A medida da qualidade da água por COGERH usa uma escala padronizada e protocolo, que avalia a utilidade da água para as necessidades humanas (por exemplo, água potável e irrigação). A qualidade da água é medida trimestralmente pela COGERH, e o estado trófico de cada reservatório é determinado com base na classificação de Paulino et al. (2013). O estado trófico refere-se à quantidade de atividade biológica e varia de oligotrófico (a mais alta qualidade com quantidades mínimas de matéria orgânica e nutrientes são observados) a hipereutrófica (má qualidade com altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, baixa utilidade e associada à proliferação de algas ou mortalidade de peixes). Reservatórios que estão secos (isto é, não contêm água) não são classificados. O estado trófico de um reservatório é determinado usando valores analíticos de transparência (profundidade visível em metros) e concentrações de diferentes materiais inorgânicos e orgânicos (isto é, nitrogênio (mg / L), fósforo (mg / L), clorofila (µg/L), e cianobactérias (células/mL)). Os técnicos da COGERH coletam manualmente amostras de água de cada reservatório, e essas amostras são transportadas para um laboratório para análise. As conceituações culturais ou baseadas em locais da qualidade e / ou utilidade da água não são consideradas na avaliação da qualidade da água pelo estado. Em vez disso, as medidas de qualidade da água refletem conhecimentos técnicos que postulam uma métrica universal de como a água é útil para as necessidades humanas.

5. CONCLUSÃO

As decisões de gestão de recursos hídricos no Vale do Jaguaribe e em todo o Ceará dependem muito do conhecimento científico, produzido por órgãos estaduais e transformado durante as reuniões do comitê de bacias hidrográficas. Os

especialistas da FUNCEME e da COGERH compartilham conhecimento técnico com comitês de bacias hidrográficas para informar as decisões sobre como a água será distribuída e usada em todo o estado. Embora a criação de um grupo de trabalho baseado em comitê em 2018 tenha aumentado a capacidade dos comitês de participarem da produção dos cenários iniciais de alocação de água, os especialistas da COGERH desempenham um papel proeminente na determinação dos cenários a serem debatidos. Os especialistas técnicos da COGERH reconhecem essa responsabilidade, e a agência adota transparência na forma como apresenta informações. A forma como o conhecimento científico é produzido reflete restrições tecnológicas e decisões pessoais. No entanto, o COGERH determina, em última análise, como as informações científicas produzidas serão compartilhadas com os comitês de bacias hidrográficas.

O pedido das comissões de bacias hidrográficas para estabelecer um grupo de trabalho ilustra o papel mais ativo que as comissões de bacias hidrográficas esperam alcançar ao contribuir para os cenários de alocação debatidos na sessão plenária. Os membros do comitê que participam do grupo de trabalho geralmente têm altos níveis de compreensão do conhecimento técnico, o que pode ajudar essas pessoas a questionar as informações técnicas fornecidas pela COGERH. Os comitês de bacias hidrográficas contestam, assim, alguns dos conhecimentos científicos fornecidos pela COGERH, incluindo os valores de uso da água e os cenários de alocação. No entanto, outras formas de conhecimento científico, incluindo as informações meteorológicas fornecidas pela FUNCEME e as condições de operação da barragem, são aceitas mais prontamente. Combinadas, as diferentes fontes de conhecimento científico fornecidas pelas agências estaduais informam e ajudam a moldar as decisões de alocação de água em grande escala para o Vale do Jaguaribe e o resto do Ceará.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ENGLE, N. L. & LEMOS, M. C. 2010. Unpacking governance: Building adaptive capacity to climate change of river basins in Brazil. *Global Environmental Change,* 20, 4-13.

ENGLE, N. L., LEMOS, M. C., KUMLER, L., & ABERS, R. 2006. The Watermark Project: Analyzing Water Management Reform in Brazil. *The Journal of the International Institute* 13 (2).

KIPARSKY, M., MILMAN, A., & VICUÑA, S. 2012. Climate and Water: Knowledge of Impacts to Action on Adaptation. *Annual Review of Environment and Resources* 37 (1):163-194.

LEMOS, M. C. 2015. Usable climate knowledge for adaptive and co-managed water governance. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 12, 48-52. doi:https://doi.org/10.1016

LEMOS, M. C., BELL, A. R., ENGLE, N. L., FORMIGA-JOHNSSON, R. M. & NELSON, D. R. 2010. Technical knowledge and water resources management: A comparative study of river basin councils, Brazil, *Water Resour. Res.*, 46, W06523, doi:10.1029/2009WR007949.

LEMOS, M. C. & DILLING, L. 2007. "Equity in forecasting climate: can science save the world's poor?" *Science and Public Policy.* 34(2): 109–116.

LEMOS, M. C., KIRCHHOFF, C. J., & RAMPRASAD, V. 2012. Narrowing the climate information usability gap. *Nature Climate Change,* 2, 789.

PAHL-WOSTL, C. 2007. Requirements for adaptive water management. In *Adaptive and Integrated Water Management: Coping With Complexity and Uncertainty*, edited by C. Pahl-Wostl et al., Springer-Verlag: Berlin.

PFAFF, A., M. A. VELEZ, R. TADDEI, & BROAD, K. 2013. Unequal Information, Unequal Allocation: Bargaining field experiments in NE Brazil. *Environmental Science & Policy.* 26: 90-101. doi:https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.07.002

PROPOSTA METODOLÓGICA DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA EM PERÍODOS DE ESCASSEZ HÍDRICA PARA O VALE DO RIO CURU-CEARÁ

Marcilio Caetano de Oliveira
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

No tocante ao recurso água, sua característica vital e o risco de escassez iminente, em alguns locais, evidente, forçam-nos, peremptoriamente, a buscar soluções que atenuem a problemática gerada por seu uso equivocado. A saúde e o bem-estar, a garantia do suprimento de alimentos, o desenvolvimento industrial e os ecossistemas correspondentes estão todos em risco, a não ser que a água e os demais recursos naturais sejam gerenciados com maior eficiência na década presente e nas futuras do que como foi feito no passado.

Em alguns lugares do mundo, a gestão dos recursos hídricos vem sendo desenvolvida há muito tempo. Aqui, no Brasil, um dos estados pioneiros foi o Ceará. A experiência daqui se baseia no modelo de gestão adotado na França, que realiza a alocação de água com a participação dos usuários, ou seja, alocação negociada.

O modelo de gestão dos recursos hídricos adotado pelo Ceará tem como princípios: a bacia hidrográfica como unidade de gestão; a água reconhecida como um bem finito, limitado e, por isso, dotado de valor econômico; a gestão descentralizada e participativa e a água como um bem natural sujeito a múltiplos usos. Tais princípios podem ser encontrados tanto na Lei Federal n° 9.433, de 08 de janeiro de 1997, como na primeira Lei Estadual, n° 11.996/1992, alterada pela nova Lei: nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010.

A atitude inovadora do estado do Ceará, no desenvolvimento e implantação da Política de Gestão dos Recursos Hídricos, com certeza, deu-se através da necessidade imposta pelas características climáticas e topológicas de um estado integrante da região semiárida. A variabilidade espacial e temporal das chuvas, aliada às baixas médias pluviométricas anuais (cerca de 700 mm no sertão), além do fato de 85% do território cearense ser composto por um substrato cristalino, submete a região do Ceará à ocorrência de eventos extremos, como cheias e secas.

Atrelada às secas, existe a escassez dos recursos hídricos, que pode causar impactos ao meio ambiente, acarretando prejuízos econômicos, financeiros e sociais. Diante dessa possibilidade de escassez de água, surge a necessidade de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos.

No estado do Ceará, a maioria dos corpos d'água é de domínio do Estado, nesse caso, representado pela Secretaria Estadual dos Recursos Hídricos (SRH),

que concebe, desenvolve e implementa a política estadual. A SRH tem como empresa vinculada a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), órgão responsável pela execução das políticas de gestão da água, além de atuar como secretaria executiva dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH.

No âmbito estadual, apesar de a legislação vigente estabelecer uma prioridade para concessão de outorga de uso da água, diferente para cada finalidade, não define as regras de priorização para alocação de água em períodos de escassez hídrica, por exemplo, entre os usuários de uma mesma categoria de uso. Ou seja, não define qual deve ser o procedimento de alocação de águas em períodos em que a oferta acumulada pela infraestrutura hídrica não atenda a demanda instalada.

Sobre esse aspecto, faz-se necessária e urgente a idealização, com a participação dos atores envolvidos na gestão participativa, de planos emergenciais para tratar da alocação de água em períodos de escassez hídrica, uma vez que, em um clima semiárido, esses eventos extremos são periódicos.

Analisar os fatores envolvidos numa situação como essa e propor mecanismos para equacionamento do problema são tarefas que devem ser desenvolvidas com a participação da sociedade. Essa participação dá credibilidade e legitimidade às decisões tomadas, uma vez que envolve os usuários de águas, a sociedade civil organizada e os poderes públicos municipal, estadual e federal. Esses planos devem contar, entre outros aspectos, com a transparência entre as partes envolvidas, respostas rápidas, viabilidade financeira e regras discutidas com os usuários de água.

Este trabalho tem como tema central a elaboração de uma estratégia de alocação de água em anos secos. Essa estratégia será apresentada para uma bacia hidrográfica específica do Ceará: a bacia do Rio Curu.

As bases analisadas para proposição dessa estratégia são apresentadas aqui e levaram em consideração: as características de uso da água na área de estudo, abrangendo o dimensionamento da demanda no vale perenizado; as finalidades de uso desse recurso e suas características próprias, como também a prioridade de cada uso de acordo com a legislação vigente; as relações econômicas, sociais e culturais advindas dessas atividades; o histórico de alocação de água implementado pelos setores envolvidos (Comitê de Bacias Hidrográficas) e a disponibilidade de ação que cada setor integrante do processo esta disposto a realizar.

Espera-se como resultado uma proposta que tenha eficiência econômica, equidade social, legitimidade e sustentabilidade política, sustentabilidade financeira e capacidade de adaptação necessárias para sua implantação, e os custos operacionais referentes às atividades de controle e fiscalização compõem a estratégia apresentada por este trabalho.

2. DESCRIÇÃO DO MODELO DE ALOCAÇÃO PROPOSTO

Este item apresenta a descrição da proposta de alocação para anos secos, iniciando pela descrição do modelo de alocação atual. A partir daí, a proposta se estrutura em duas etapas: a primeira trata da apresentação da proposta, descrevendo o sistema de prioridades de uso intrassetorial para irrigação, a implantação da cobrança pelo uso da água variando com a garantia de disponibilidade hídrica, o seguro e compensação financeira para anos secos e a regra de operação dos reservatórios; a segunda etapa trata da estratégia de implantação dessa proposta e inicia pela descrição do plano de monitoramento e fiscalização e o processo de negociação com a sociedade.

2.1. DESCRIÇÃO DO PROCESSO ATUAL DE ALOCAÇÃO DO CEARÁ

O modelo de alocação negociada de água do Ceará foi testado, pela primeira vez, em 1994, no seminário de alocação negociada do Vale do Jaguaribe. Desde então, vem sendo aperfeiçoado e utilizado em todas as regiões do estado.

Souza Filho (2007) descreve que a força justificadora desse modelo está na legitimidade social obtida a partir do diálogo negocial, cujo objetivo é a construção do consenso. Entretanto esse modelo não apresenta diferenciação de metodologia para anos secos.

O processo de decisão sobre a alocação de água ocorre, inicialmente, nos seminários anuais de alocação negociada de água, cujo respectivo comitê de bacia decide sobre a alocação.

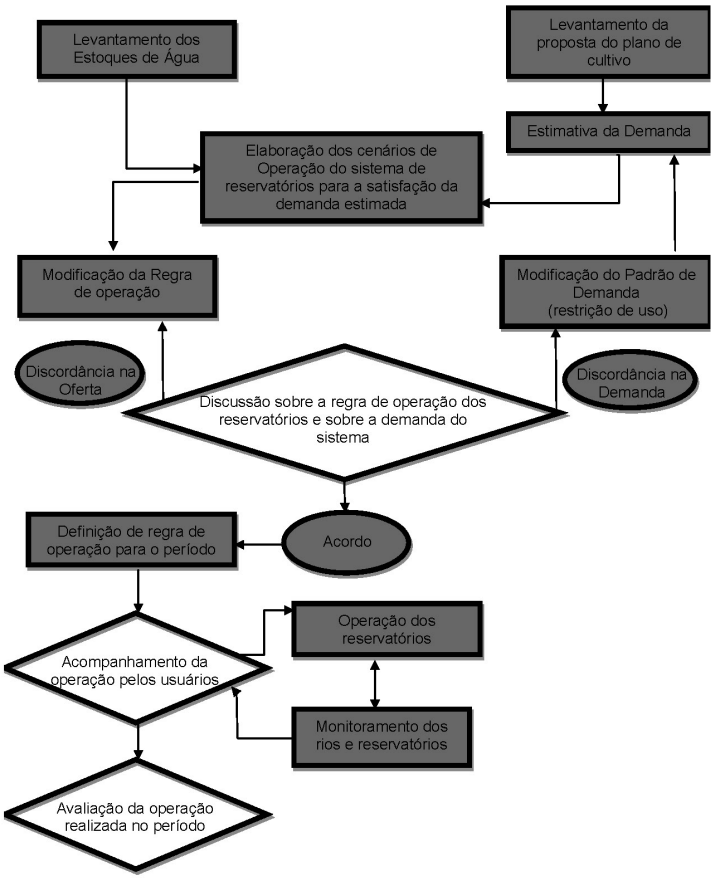
Para a preparação desses seminários, as gerências regionais da COGERH realizam, além do processo de sensibilização e mobilização dos membros do comitê, outras duas etapas: a atualização da demanda a partir do cadastro de usuários existente e de levantamentos expeditos ao longo dos trechos perenizados; e a construção dos diversos cenários de simulação de esvaziamento dos reservatórios.

Com os cenários construídos e com os membros dos CBH devidamente mobilizados, o seminário é realizado dentro de uma reunião ordinária do comitê, marcada com essa finalidade. A negociação gira em torno da vazão de operação para o segundo semestre do ano, sempre observando as prioridades de uso estabelecidas na legislação.

A seguir, a Figura 5.1 apresenta o fluxo do processo de decisão ocorrido nos seminários de alocação negociada.

A respeito do fluxo do processo de decisão apresentado pela Figura 5.1, cabe aqui realizar alguns comentários sobre suas etapas.

Figura 5.1 – Processo de Alocação de Água do Ceará.



Fonte: Adaptado de Souza Filho, 2007.

Sob orientação da COGERH e acompanhamento dos membros do CBH-Curu, o processo de decisão é implantado seguindo a descrição da Figura 5.1, entretanto existem algumas incertezas no tocante à elaboração dos cenários de uso, ao controle e fiscalização e à comunicação entre o órgão gestor e os membros do comitê que influenciam diretamente no processo de decisão:

- Alteração da demanda durante o período de operação – impulsionados pela alta de determinados produtos agrícolas no mercado ou incentivados pelo poder público para produzirem certos tipos de culturas ou outras atividades que impactem no consumo de água, o cenário de demanda é alterado, causando inconsistência na operação e dificuldade de cumprimento do acordo negociado;
- Capacidade heterogênea de entendimento do processo de decisão - devido a diferentes graus de instrução, idade, além de características

pessoais, o entendimento diverge entre os membros do CBH-Curu. Apesar de esse problema existir, continuamente, a equipe técnica da COGERH procura adequar sua linguagem, para que seja estabelecido o entendimento, entretanto essa estratégia pode não resolver o problema por inteiro;

Outro grupo de incertezas envolvidas no processo de decisão é de ordem climatológica. A dúvida a respeito de qual será o volume de recarga aos reservatórios na próxima estação chuvosa faz com que os cenários de simulação induzam ao armazenamento de determinado volume no reservatório, para garantir o fornecimento de água para abastecimento humano na próxima estação seca.

A fiscalização se relaciona de forma direta com o acompanhamento do acordo negociado através da realização de campanhas de fiscalização nos trechos perenizados. Rotineiramente, são realizadas campanhas de vistorias para identificação de consumos e atendimento de todas as demandas instaladas.

Em relação ao acompanhamento do acordo firmado pela assembleia do CBH-Curu, a COGERH implementa o monitoramento das vazões ao longo do trecho perenizado, aliado ao monitoramento diário do nível da água nos reservatórios.

Além dos fatores acima descritos, que interferem no processo de decisão, as relações socioculturais entre os membros do CBH-Curu e destes com os órgãos integrantes do sistema gestor de recursos hídricos podem interferir no planejamento, desenvolvimento e implantação da decisão a ser tomada na alocação de água.

No processo de alocação de água realizado pelo comitê, os conflitos ocorrem, basicamente, entre os membros representantes dos municípios localizados na região próxima à bacia hidráulica dos reservatórios e àqueles localizados ao longo do trecho perenizado. Trata-se, portanto, do clássico conflito entre usuários de montante *versus* usuários de jusante.

No caso do CBH-Curu, a influência que algumas lideranças exercem sobre os demais membros é fruto de uma série de fatores, tais como carisma, conhecimento técnico e postura clara de formação de consenso diante de situações conflituosas.

A característica de carisma que algumas lideranças do CBH-Curu apresentam entre os demais membros pode ser observada pela capacidade de mobilização da plenária através de articulações com cada representante, para participação no dia da assembleia.

A liderança é exercida também através do conhecimento técnico que alguns possuem. Dessa forma, é através do discurso organizado, da argumentação coerente e clara que se consegue a formação do consenso diante de questões que pareciam polêmicas.

Sendo o comitê espaço para as diversas lideranças envolvidas com o uso e conservação da água no Vale do Curu, é natural existir diferença de poder econômico entre seus membros, uma vez que estão representados os diversos setores da sociedade. Apesar de essa diferença existir de fato, não parece ter influência direta no processo de tomada de decisão, entretanto determinado setor do comitê com poder econômico diferenciado pode ter como seu representante um membro com conhecimento técnico e carisma capazes de exercer poder e influenciar a plenária em uma discussão.

Outra forma que pode influenciar nas decisões junto ao comitê é a postura de uma liderança diante de situações conflituosas. Muitas vezes, quando determinada liderança que não aparenta ter ligação direta com a causa conflituosa entra na discussão e apresenta uma visão "isenta" do conflito, preocupando-se em não demonstrar preferência por nenhuma das partes, consegue construir o consenso. Esse papel, por diversas vezes, é exercido pelos representantes de dois setores dentro do comitê: poderes públicos municipais e sociedade civil. Essa parece ser a influência mais forte no processo de decisão, pois abrange fragmentos de todos os aspectos relacionados ao exercício da liderança elencados acima: carisma, conhecimento técnico e postura consensual.

Ainda referente à influência no processo de decisão que relações socioculturais podem exercer, pode-se citar a confiança que os membros do CBH-Curu depositam nos técnicos do sistema gestor. Essa confiança é fruto de uma relação próxima e de longo tempo, nesse caso, desde a formação do comitê, no ano de 1997. Desde sua instalação, o CBH-Curu aprendeu a acreditar nas informações repassadas pela COGERH sobre o monitoramento do nível dos açudes, as vazões liberadas e o cumprimento dos acordos firmados.

Essa confiança, apesar de positiva, pode reduzir o exercício de poder do CBH-Curu no processo de tomada de decisão. Um exemplo desse aspecto é a preparação prévia, sem a presença do comitê, dos cenários de simulação de esvaziamento apresentados durante o seminário de alocação. Esses cenários são apresentados seguindo os critérios de demanda instalada, acumulação atual dos reservatórios e histórico das alocações.

2.2. PROPOSTA DA ESTRATÉGIA DE ALOCAÇÃO EM ANOS SECOS

A estratégia de alocação de água aqui apresentada se baseia na junção dos mecanismos de formação de consenso entre os usuários e os instrumentos econômicos, como a cobrança variando em função da garantia e o seguro/compensação financeira funcionando como transferência de risco e garantia da renda.

A metodologia de alocação para anos secos aqui proposta deverá ser discutida com a sociedade, sobretudo com as Comissões Gestoras (CG) e o CBH-Curu.

Apesar de o CBH-Curu ser constituído como espaço de representação dos diversos setores envolvidos, o processo de alocação de água baseado no consenso dos usuários está submetido ao risco de uma lógica econômica não eficiente e/ou, socialmente, injusta. Esse fato se dá devido a vários fatores, entre eles, os diferentes níveis de instrução e acesso à informação a que os membros do comitê estão submetidos, o exercício de poder e influência obtido a partir das relações socioculturais entre os membros do comitê, e a relação de confiança que os membros do CBH-Curu têm com os técnicos do sistema gestor. Dessa forma, o resultado da alocação de água pode não ser o que se espera do ponto de vista da justiça social e eficiência econômica.

Para que a metodologia proposta mitigue esse risco, a estratégia de alocação de água para anos secos apresentada por este estudo será composta pelos seguintes componentes:

- Sistema de prioridades de uso intrassetorial;
- Cobrança pelo uso da água em função da garantia;
- Seguro e compensação financeira;
- Gestão da demanda e da oferta e
- Estratégia de implantação e acompanhamento do acordo firmado.

• *2.2.1. O Sistema de Prioridades de Uso de Água Intrassetorial – Irrigação*

Souza Filho (2005) afirma que a garantia ideal pode ser distinta para diferentes usos e usuários. Por esse motivo, a garantia de 90% não é, necessariamente, o volume alocável que levará à máxima eficiência do sistema hídrico.

A prioridade de uso refere-se à ordem do deferimento de outorga de uso da água ou à prioridade de uso na alocação negociada de água, que deverá ser implantada no Vale do Curu.

Como o maior volume demandado no Vale do Curu, é destinado ao uso de irrigação, será dada ênfase nesse setor, definindo-se os critérios que nortearão o sistema de prioridades e, consequentemente, os níveis diferenciados de garantias. Os demais setores usuários, como o abastecimento humano e indústria, seguirão a prioridade definida pelo Decreto Estadual nº 31.076/2012, que regulamenta a outorga de direito de uso.

Esse sistema indicará quem deverá utilizar a água e quem receberá a compensação financeira. Para tanto, alguns aspectos têm relevância e devem ser considerados. São descritos a seguir.

1 - O tipo de cultura: O primeiro critério que deve ser considerado para a construção de um sistema de prioridades de uso intrassetorial na irrigação é a classificação da cultura como perene, semiperene e de ciclo curto. As áreas irri-

gadas, quando submetidas a um estresse hídrico prolongado, podem apresentar perdas significativas, ao ponto de necessitarem de replantio, o que causa prejuízo econômico. Fatores importantes que devem ser levados em conta, quando da avaliação para definição de um sistema de prioridades de uso na irrigação, são o custo de replantio e o tempo necessário para a produção comercial. Na retomada dessa produção, o tempo que cada cultura leva para voltar a produzir em escala comercial é determinante para essa definição. Culturas perenes levam maior tempo até atingir sua idade produtiva. **2 - Cadeia produtiva integrada**: O segundo critério importante que deve ser considerado para a definição das prioridades de uso é a análise da cadeia produtiva integrada a uma cultura específica, seja ela perene, semiperene ou de ciclo curto.

Dessa forma, mesmo que o custo de replantio seja menor em uma cultura de ciclo curto, os rendimentos auferidos com a produção integrada podem justificar a necessidade de permanência de determinada cultura. Um exemplo desse tipo de cultivo é o caso do milho, que compõe a cadeia produtiva da criação de aves e gera, como produtos, a carne de frango e ovos. Observa-se que essa atividade pode ter disponibilidade de pagar um valor de tarifa diferenciado, devido ao rendimento obtido com atividade integrada na cadeia produtiva. Aqui, o que definiria a prioridade seria a disponibilidade de pagar um valor de tarifa superior, para compensar financeiramente os usos com menor garantia.

3 - A eficiência de aplicação de água / método de irrigação adotado: O terceiro critério considerado é a eficiência de aplicação da lâmina de irrigação. Essa avaliação deve ser realizada pelo método de irrigação adotado pelo usuário. Os métodos de irrigação por superfície possuem uma eficiência de aplicação de água menor que os de aspersão convencional e irrigação localizada respectivamente (COELHO et al, 2005). Esse critério deverá observar se a eficiência de aplicação de água observada em campo está obedecendo ao estabelecido na outorga de direito de uso. Como referência comparativa, o Quadro A.1, integrante do Apêndice A, apresenta os valores de eficiência para cada método de irrigação.

Ainda em relação à eficiência de uso da água, devem ser observadas as condições das estruturas de condução de água localizadas no interior das fazendas, sejam essas de particulares (irrigação privada) ou de uso comum (irrigação pública).

4 - A área total irrigada: O quarto critério avaliado é o tamanho da área total irrigada. Quanto maior a área total irrigada pelo usuário, maior deverá ser a prioridade de uso, devido aos custos referentes ao replantio em caso de desabastecimento. Uma propriedade que possua uma área de 100 hectares de cana irrigada deve ter maior prioridade que um proprietário de uma área de dois hectares, uma vez que o prejuízo do pequeno produtor pode ser mais facilmente ressarcido do que o de um grande produtor.

Dessa forma, a análise em conjunto dos aspectos mencionados deve constituir uma classificação para o sistema de prioridades. Esse sistema deverá ser apre-

ciado pelo CBH do Curu/CG e pelo Conselho Estadual dos Recursos Hídricos (CONERH).

- ***2.2.2. A Cobrança pelo Uso da Água Variando em Função da Garantia e da Oferta Hídrica Disponível***

Essa estratégia apresenta uma ligação direta entre dois instrumentos importantes da política de gestão dos recursos hídricos: a outorga de uso e a cobrança pelo uso da água.

Diferente do modelo atual, a concessão de outorga deverá ter outra ordem de deferimento, baseando-se nos critérios do sistema de prioridades definido no item anterior.

Relacionada à ordem de prioridade, estará uma garantia associada, de tal forma que se poderá ter, em uma mesma categoria de uso, diferentes garantias. Essa diferença será processada mediante a disponibilidade de cada usuário para pagar por uma tarifa maior, que representará uma maior garantia.

Aqui, a cobrança será diferenciada e obedecerá aos níveis de garantias variáveis, ou seja, quanto maior a prioridade de uso, maior será o nível de garantia e maior o valor da tarifa a ser pago pelo uso da água.

Essa cobrança deverá ser efetivada de tal maneira que os valores excedentes obtidos em anos normais de situação volumétrica sejam depositados em um fundo de recursos hídricos criado, especificamente, para o pagamento de um seguro aos usuários com as menores garantias (SOUZA FILHO, 2007).

A garantia do uso dos recursos do fundo para os anos de seca poderá ser efetivada de duas formas distintas: a primeira é a contratação de uma agência de seguro privada, para operar o fundo, garantindo assim uma "blindagem", e a segunda seria a fiscalização por parte dos usuários (SOUZA FILHO, 2007).

Outro aspecto relevante sobre a cobrança variável em função da garantia é que os usuários com o direito de uso assegurado deverão permanecer pagando pelo uso da água em períodos de escassez. Nesses anos, o valor da tarifa deverá ser maior, em função da redução da oferta. Esse acréscimo da tarifa se justifica devido ao aumento dos custos com controle, monitoramento e fiscalização, aliados à redução da arrecadação em anos secos. Essa variação tende a equilibrar o balanço financeiro em anos de escassez hídrica.

Assim, os usos com maior eficiência econômica poderão compensar aqueles que apresentam menor capacidade de pagamento. Dessa forma, esse sistema apresenta eficiência econômica e equidade social.

- ***2.2.3. Seguro e Compensação Financeira***

O risco de falha no fornecimento de água, em regiões de clima semiárido, como é o caso do Vale do Curu, é extremamente elevado. Essa variação pode ter um padrão interanual ou decadal.

O seguro é um dos mecanismos econômicos que apresenta maior eficácia na transferência de risco e garantia da renda. Sob certas condições, possibilita ao indivíduo igualar sua renda quando da ocorrência de um evento indesejado. Essa compensação se dá através do pagamento de um prêmio e o recebimento caso ocorra um sinistro (ROTHSCHILD; STIGLITZ, 1976 apud SILVA, 2011).

O sistema de seguro e compensação financeira integrante dessa proposta visa garantir aos usuários a compensação financeira pela ocorrência do desabastecimento de água.

Essa compensação poderá ser custeada a partir dos recursos de um fundo de recursos hídricos, descrito no item anterior, criado, especificamente, com essa finalidade, e tem duas formas básicas para isso. A primeira é através de compensação financeira àqueles usuários que possuem menor garantia de uso e deixaram de usar água em benefício dos usuários com maior garantia. A segunda é por meio do pagamento de seguro aos usuários com maior garantia associada e que tenham contratado o seguro em anos normais.

A ideia central desse mecanismo é a transferência de riscos intrassetorial, para o caso da irrigação.

De posse desse valor, saber-se-iam, automaticamente, em função do sistema de prioridades definido na outorga, quais usuários teriam direito à água e quais não teriam. Essa lista seria publicada pela Secretaria de Recursos Hídricos. Os usuários que não tiverem água disponível receberiam o seguro ou compensação financeira.

2.3. IMPLEMENTAÇÃO DA ESTRATÉGIA DE ALOCAÇÃO

Um aspecto importante que deve ser observado na implantação dessa proposta é a necessidade de reequilíbrio financeiro dos custos com o gerenciamento dos recursos hídricos. Com a escassez de água evidenciada, o volume de água faturado, naturalmente, diminui. Com isso, também a arrecadação com a cobrança pelo uso da água fica menor. Aliado a essa diminuição, na receita do órgão de gerenciamento, está o aumento dos custos relativos à operação, monitoramento, controle e fiscalização dos usos.

2.3.1. PLANO DE FISCALIZAÇÃO, CONTROLE E MONITORAMENTO

Essa etapa representa o acompanhamento do pacto obtido através do processo de alocação da água. Dessa forma, propõe-se a detalhar qual deve ser a estratégia de controle, monitoramento dos recursos hídricos e fiscalização dos usos a ser adotada em anos secos.

Essa etapa se compõe de três partes: a primeira trata da atualização da base de dados cadastrais referente à quantificação da demanda existente e as outras duas etapas são desenvolvidas concomitantes, pois possuem caráter contínuo; são

elas: o monitoramento das secções de medição de vazão e a realização de vistorias de fiscalização.

- ***2.3.1.1. A Atualização da Base de Dados Existente***

A atualização da base de dados é realizada a partir das informações colhidas em campo, como também do banco de dados da COGERH. As informações que devem ser levantadas nessa etapa se referem à identificação do usuário e do ponto de captação de água. São elas: a finalidade de uso, área irrigada em hectare, método de irrigação, quantidade de ciclos por ano, turno de bombeamento, além do município, localidade e coordenadas do ponto de captação. O resultado dessa atualização é a estimativa da demanda de água de cada usuário identificado por trecho do rio e classificados por finalidade de uso e fonte de suprimento, em forma de planilha, gráficos e mapa de localização.

A atualização da base de dados existente deve ser a primeira fase do acompanhamento do pacto de alocação. Para o trecho perenizado do Vale do Curu (100km), essa etapa deve durar dois meses.

Com a caracterização dos usos existentes na bacia realizada, passa-se então para fase seguinte, que trata do monitoramento das vazões ao longo do rio.

- ***2.3.1.2. A Metodologia de Monitoramento das Vazões***

O monitoramento das vazões deverá acompanhar duas categorias de vazão: a primeira é a vazão captada por cada usuário, e a segunda é a vazão medida em estações fluviométricas.

A primeira categoria de vazão deverá ser medida nas captações dos principais usuários com a intenção de identificar se o consumo real está próximo da demanda estimada. Essa medição será realizada com medidor de vazão ultrassônico, utilizado para condutos fechados. As gerências regionais da COGERH possuem esse equipamento. O período de realização dessas medições será semanal, de forma que, em cada um dos grandes usuários, pelo menos, deve ser realizada uma medição de vazão por semana. Essa medição deverá ser realizada em dias e horários aleatórios, para se evitar qualquer alteração premeditada nas instalações de captação de água, ou seja, o risco moral da medição.

Outra forma de acompanhar essa vazão é através da instalação de equipamentos de medição tipo hidrômetro, que, além de medir a vazão instantânea, totalizam volume mensal das captações.

Um aspecto importante no monitoramento das captações dos usuários, ao longo do trecho perenizado, é a identificação daqueles consumos estratégicos. Os critérios que devem nortear essa escolha são o volume consumido e a localização estratégica em relação a outros centros de demanda.

A segunda categoria de vazão deverá ser realizada a partir das estações fluviométricas escolhidas estrategicamente, ao longo do trecho do rio perenizado. A escolha dessas estações deverá obedecer, além de aspectos técnicos, à proximidade dos usuários estratégicos, com a finalidade de acompanhar os consumos e perdas na extensão do trecho. Assim, deverá ser comparada a vazão medida nas captações dos usuários com a vazão monitorada nas estações fluviométricas.

A medição da vazão nessas estações será a Vau, devido à pequena profundidade do rio. As estações fluviométricas já são monitoradas pela equipe da gerência regional da COGERH em Pentecoste.

• *2.3.1.3. A Fiscalização e os Mecanismos de Punição ao Infrator*

Outro aspecto com importância, referente ao acompanhamento do acordo firmado após o seminário de alocação, é a fiscalização de recursos hídricos. Para fins da estratégia proposta, a equipe que realizará o monitoramento das vazões deverá identificar, em primeiro plano, as possíveis irregularidades à legislação. Quando constatada uma irregularidade, a equipe de fiscalização da COGERH/SRH deverá ser acionada para realização da vistoria de constatação da possível infração.

Devem ser realizadas campanhas de fiscalização em conjunto com outros órgãos integrantes do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SIGERH), como, por exemplo, a Superintendência Estadual de Meio Ambiente (SEMACE).

Essas campanhas deverão ser realizadas rotineiramente, para acompanhamento do acordo negociado. Para isso, é necessária a elaboração de um calendário de visita por trecho, a fim de que seja dada a devida atenção a toda a extensão do trecho perenizado.

Outra instituição que deverá ser acionada como parceira desse processo, devido à sua função constitucional, é o Ministério Público, através das comarcas situadas na cidade do Vale do Curu.

• *2.3.1.4. O Processo de Pactuação com a Sociedade*

A premissa que orienta e viabiliza a implementação da proposta de alocação de água para períodos de escassez é a participação da sociedade. Nesse aspecto, o processo de pactuação com a sociedade visa à construção de uma metodologia que seja, economicamente eficiente, socialmente justa e, ecologicamente sustentável.

Dessa forma, o processo de pactuação deverá ser desenvolvido dentro do CBH-Curu, através de uma série de encontros com os membros do comitê, além de usuários estratégicos e representantes das instituições envolvidas no processo.

As reuniões deverão ser divididas por trechos e subtrechos do vale perenizado do Rio Curu, tendo sempre como premissas a participação e a divulgação com a sociedade.

A organização dos encontros deverá primar pela clareza na apresentação das informações e ser dividida por eixos temáticos, a saber:

- Avaliação do modelo de alocação atual;
- Sistemas de garantias e prioridades diferenciadas;
- Instrumentos econômicos na alocação de água;
- Arranjos institucionais necessários para implantação da proposta pactuada.

O resultado de cada encontro deverá ser registrado em relatórios descritivos, que serão compilados para composição da proposta na íntegra.

Após a pactuação com o CBH-Curu, a proposta deverá ser submetida à apreciação superior da SRH e do CONERH.

3. CONSIDERAÇÕES E SUGESTÕES

O objetivo desta pesquisa foi apresentar uma estratégia de alocação de água para períodos de escassez que relacionasse diferentes níveis de garantias a um sistema de prioridades de uso para a irrigação, a partir da adoção de instrumentos econômicos. Para isso, optou-se por escolher o vale perenizado do Rio Curu como área de estudo.

Apesar de a proposta ter sido desenvolvida para o Vale do Curu, a estratégia de alocação não se restringe somente à área de estudo, uma vez que se buscou definir, de forma geral, um sistema de prioridades de uso intrassetorial (irrigação), relacionado a alguns instrumentos econômicos, para que pudesse ser replicado para qualquer região do estado.

A respeito do desenvolvimento da metodologia de fiscalização, controle e monitoramento dos recursos hídricos para anos secos, foi apresentada uma estratégia composta por três principais atividades:

- Atualização da base de dados existente – que consistiu no levantamento das principais características do uso da água para a determinação da demanda instalada;
- Metodologia de monitoramento das vazões – foram descritos os dois tipos de medição de vazão que deverão ser realizados em campo, além da descrição dos equipamentos necessários e da frequência de realização das campanhas;
- Fiscalização e mecanismos de punição do infrator – nessa atividade, foram apresentados os instrumentos estabelecidos pela legislação e a necessidade de realização de campanhas de fiscalização multi-institu-

cionais. Para tanto, sugere-se a elaboração de um calendário de vistorias abrangendo todo o trecho perenizado.

A seguir, será apresentada uma avaliação da estratégia de alocação de água proposta por este estudo para anos de escassez, a partir da adoção de alguns critérios sugeridos por Souza Filho (2007):

- Eficiência econômica;
- Legitimidade e sustentabilidade política;
- Equidade;
- Sustentabilidade financeira; e
- Capacidade de adaptação.

O sistema proposto garante **eficiência econômica** ao adotar como uma de suas estratégias o estabelecimento da cobrança pelo uso da água variando em função da oferta disponível e dos níveis de garantias de água a longo prazo.

Admitindo que o sistema proposto só deva ser implantado após prévia discussão e aprovação pelo CBH-Curu e existindo a compensação financeira para os usuários com menores garantias em anos secos, busca-se atender o critério de **legitimidade e sustentabilidade política**.

O critério de **equidade** é atendido parcialmente, uma vez que a negociação ocorrerá dentro da assembleia do CBH-Curu. Esse processo deverá ser realizado de forma transparente, buscando sempre a distribuição igualitária das informações para os diversos setores representados no CBH. Entretanto continuará a existir a diferença de poder entre os grandes grupos produtores e os pequenos usuários distribuídos ao longo do vale perenizado.

Quanto à **sustentabilidade financeira** da proposta apresentada, pode-se afirmar que dependerá da adoção do Fundo de Recursos Hídricos, que arrecadará o valor excedente com a cobrança pelo uso da água, com maiores garantias nos anos úmidos, equilibrando assim o fluxo de caixa em períodos de seca. A tendência, nesses períodos, é que, com a disponibilidade de água reduzida, diminua a arrecadação, além de se elevarem os custos com fiscalização e monitoramento. Serão os recursos do Fundo de Recursos Hídricos que atenderão o critério de sustentabilidade financeira.

A proposta apresentada possui razoável **capacidade de adaptação** quando mescla a formação do consenso pelos usuários com a adoção de incentivos financeiros no processo da tomada de decisão.

Essa proposta foi desenvolvida para aplicação somente em anos secos, entretanto sua estratégia tem alcance durante todos os períodos, independente da disponibilidade hídrica observada, pois é durante os períodos normais de precipitação e recarga dos reservatórios que o excedente obtido com a cobrança será reservado no Fundo de Recursos Hídricos. Dessa forma, a

estratégia proposta possui um alcance de caráter contínuo.

Uma dificuldade que deverá ser encontrada quando da discussão da estratégia de alocação proposta é a resistência ao pagamento pelo uso da água pelos usuários do setor da irrigação. Essa resistência reside no fato de que a atividade de irrigação sempre foi subsidiada pelos governos, seja com a construção dos perímetros de irrigação ou pela concessão de linhas de créditos com juros subsidiados.

A reação da sociedade à apreciação de uma proposta como essa depende do período em que sejam iniciados os diálogos com o CBH. O debate sobre o tema ocorrido em anos considerados úmidos não motivará a participação efetiva da população, uma vez que a abundância da água mascara os efeitos da seca.

Por outro lado, se essa negociação tiver seu início durante um período seco, dois aspectos podem ser observados: o primeiro é que a decisão tomada no clamor da escassez poderá não ser a mais acertada, contribuindo, assim, para o descrédito dos atores envolvidos, ineficiência alocativa e possível descumprimento do acordo firmado; o segundo aspecto é que, durante um período de escassez d'água, a crise instalada pode se transformar em oportunidade para melhoria da eficiência da alocação. Dessa forma o período ideal para discussão de uma nova metodologia de alocação de água para períodos de escassez deve ocorrer logo após uma seca, onde a disponibilidade hídrica está sendo recuperada, mas a lembrança da seca ainda é sentida.

É também durante os períodos críticos de disponibilidade hídrica que as instituições envolvidas com a gestão dos recursos hídricos saem da zona de conforto hidrológico proporcionada por essa última década úmida e desenvolvem soluções criativas que podem revolucionar drasticamente a metodologia adotada na alocação.

No setor de usuários, a crise pode também ocasionar uma mudança no comportamento, forçando-os a rever suas estratégias de investimento, influenciando na adoção de culturas de ciclo curto ou alteração da finalidade de uso para outras atividades, como a aquicultura, por exemplo.

Dessa forma, para que a proposta de alocação de água em anos secos apresentada por este estudo seja corretamente implementada, é necessária a realização de algumas adequações ao sistema atual de gestão de recursos hídricos, realizada com a participação da sociedade. As alterações necessárias são de ordem legal, metodológica e estrutural.

A necessidade de alteração na legislação abrange alguns itens específicos, a saber:

- Possibilidade da cobrança pelo uso da água variando em função da garantia;
- Definição de um sistema de prioridades diferenciado, dentro da finalidade de uso de irrigação;

- Instituição de seguro para anos secos;
- Compensação financeira para usuários com menor garantia;
- Regulamentação da punição.

Para alteração na cobrança pelo uso da água variando em função da garantia outorgada, é necessária alteração no decreto de outorga (31.076/2012), para flexibilizar o percentual de garantia da vazão regularizada, prevendo a possibilidade de garantias maiores ou menores que 90%. Como, a cada garantia outorgada, estará atrelado um valor de tarifa diferente, o decreto de cobrança (31.195/2013) deverá ser alterado para inclusão dessa previsão.

Sobre o sistema de prioridades dentro de uma mesma categoria de uso, no caso, a irrigação, o comitê terá que deliberar sobre os critérios indicados na proposta para determinação do sistema de prioridades. A partir dessa deliberação, o CBH-Curu enviaria a proposta ao CONERH para deliberação e emissão de resolução.

A instituição do seguro deverá constar em lei. Dessa forma, é necessária alteração na Política Estadual de Recursos Hídricos (14.844/2010), para criação de um fundo específico que recolherá os recursos arrecadados com o pagamento do seguro. A compensação financeira estará atrelada a essa alteração na lei, por isso deverá estar descrita para sua validade.

Com a intenção de dar viabilidade social e atender um dos princípios da Política Estadual de Recursos Hídricos, que determina que o gerenciamento da água deve ser integrado, participativo e descentralizado, o CBH-Curu deverá avaliar a estratégia proposta. Após a avaliação do CBH-Curu, o Conselho Estadual dos Recursos Hídricos (CONERH) deverá deliberar sobre a implantação da proposta. A viabilidade dessa proposta passa, necessariamente, pela apreciação e aprovação do CBH-Curu. Essa aprovação dará o apoio social de que uma proposta dessa natureza necessita.

Por fim, o que se espera de uma metodologia de alocação de água em períodos de escassez hídrica é que ela possa garantir eficiência econômica, equidade social e sustentabilidade dos ecossistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BORDEVANE, Juan. E.D. O que é participação. Coleção Primeiros Passos. Brasiliense. São Paulo. 1994. 88p.

BRIGADAO, E. N. Integração de Análise Econômica Financeira a Sistemas de Apoio a Decisão de Enquadramento, Outorga e Cobrança de Recursos Hídricos: Aplicação À Bacia Barragem do Descoberto no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Publicação PTARH. DM-101/06. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília. DF. 133 p. 2006.

CAMPOS, José Nilson Beserra, STUDART, Ticiana Marinho de C. e COSTA, Antônio Martins. Alocação e realocação do Direito de Uso da Água: uma proposta de modelo de mercado limitado no espaço. RBRH, vol. 7, n. 2, 2002.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. Plano Estadual de Recursos Hídricos (Planerh). Fortaleza: SRH, 2005.

CEARÁ, Lei Estadual nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Política Estadual dos Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e da outras providências. Diário Oficial do Estado, 30 de dezembro de 2010.

CEARÁ, Decreto Estadual nº 31.076, de 12 de dezembro 2012. Regulamenta os artigos 6º a 13 da lei estadual nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010, referentes à outorga de direito de uso dos recursos hídricos e de execução de obras e serviços de interferência hídrica, cria o sistema de outorga para uso da água e de execução de obras, e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, 17 de dezembro de 2012.

COGERH, Plano Diretor da Bacia do Curu, Volume 1, Tomo 1. Fortaleza. 1996.

FREITAS, Marcos Airton de Souza. Que Venha a Seca: modelos para gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas. Rio de Janeiro: CBJE. 2010.

Grigg, N.S; Water Resources Management: principles, regulations, and cases. Chapter 17. Editora: McGraw-Hill Companies.1996.

GORAYEB, A.; Souza, M.; Figueiredo, M.; Araújo, L.; Rosa, M.; Silva, E. Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de desmatamento da bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará - Brasil. Geografia, América do Norte, 2010.

KEMPER, Karem E. O Custo da Água Gratuita: alocação e uso dos recursos hídricos no vale do Curu, Ceará, Nordeste Brasileiro. Porto Alegre: ABRH. 1997.

MACY, P. A Complet Plan '...Experiences from the U.S.' Planning for Water Shortage: Water Reallocations and Transfers Drought Management, Proceedings of 1989 Regional Meetings. St. Louis. Missouri. U.S. Committee on Irrigation and Drainage, 1989.

MOSTERT, E. A Framework for Conflict Resolution. International Water Resources Association. Water International, Vol. 23. N.4. Dezembro, 1998.

OLIVEIRA, João Lúcio F.; GARJULLI, Rosana; SILVA, Ubirajara Patricio A.; Conflitos e Estratégias - A implantação do Comitê de Bacia do rio Curu. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 11, 1995, Recife. Anais. Recife: ABRH, 1995.

OLIVEIRA, Marcilio Caetano. Modelos de Alocação e Realocação de Água: um estudo de caso do programa "águas do vale" nos rios Jaguaribe e Banabuiú. Espe-

cialização em Gestão dos Recursos Hídricos e Infraestrutura Hidráulica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

PINHEIRO, M.I.T., CAMPOS, J.N.B. e STUDART, T.M.C. Conflitos pelo Uso da Água no Estado do Ceará: Um Estudo De Caso. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 2003.

ROTHSCHILD, M.; STIGLITZ, J. Equilibrium in competitive insurance markets: an essay on the economics of imperfect information. Quarterly Journal of Economics, v. 90, n. 4, p. 629-649, nov. 1976.

SALES, Célio Augusto Tavares. Contribuição para um modelo de alocação de água no Ceará. 1999. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Hidráulica e Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1999.

SANTOS, C. A. C., et al: Tendências dos Índices de Precipitação no Estado do Ceará. Revista Brasileira de Meteorologia, v.24, n.1, 39-47, 2009. Fonte: http://www.scielo.br/pdf/rbmet/v24n1/04.pdf. Acesso dia 17/06/13.

SILVA, Ubirajara Patrício Álvares. Análise da importância da gestão participativa dos recursos hídricos no Ceará: Um estudo de caso. 2004. 246 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Departamento de Economia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

SILVA, Ubirajara Patrício Álvares. O Histórico de Formação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Curu In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005, João Pessoa. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005.

SOUZA FILHO, Francisco de Assis. Alocação de Água Sazonal e Anual: Modelos Matemáticos, Experimentação Comportamental e Justiça Alocativa. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 2005. 439 f.

STUDART, Ticiana Marinho de Carvalho, CAMPOS, José Nilson Beserra. A Gestão das Águas na Bacia do Curu – Ontem e Hoje. In: Simpósio Internacional sobre Gestão dos Recursos Hídricos, Gramado - RS, em novembro de 1998. Disponível em: <http//www.ufrgs.br/iph/simposio>. Acesso em 25 de agosto de 2012, 21h35min.

STUDART, Ticiana Marinho de Carvalho. Analise de Incertezas na Determinação de Vazões Regularizadas em Climas Seminários. 200. 151 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará – UFC. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - DEHA. Fortaleza. 2000.

STUDART, T.M.C. e CAMPOS, J. N. B. Gestão da Demanda In: Gestão das Águas: Princípios e Práticas. ABRH - Associação Brasileira de recursos Hídricos, Porto Alegre, 2001

MODELO DE COBRANÇA DE ÁGUA POR FAIXA DE CONSUMO COM USO DE SUBSÍDIO CRUZADO

Francisco Wellington Ribeiro

1. INTRODUÇÃO

A cobrança pelo uso da água bruta no Brasil, como um todo, é incipiente, mas no estado do Ceará esse instrumento de gestão já é aplicado há mais de duas décadas. Os estudos para definição de valores de tarifas são variados, alguns são extremamente teóricos e pouco plausíveis, outros mais práticos e factíveis de serem implementados.

Carrera-Fernandez e Garrido (2002) apresentam vários estudos realizados no país e admitem que há muitas controvérsias no tocante à aferição de preço (tarifa) pelo uso da água, bem como grande diversidade de metodologias. Já Libanio (2018) afirma que no Brasil a cobrança pelo uso da água se restringe a poucas bacias e estados e se acomoda basicamente em obter recursos para cobrir custos de gestão.

Vários outros estudos discutem que o preço da tarifa de água bruta não é aferido considerando os aspectos da eficiência econômica, sendo que os parâmetros da alocação ótima se constituem, verdadeiramente, em incentivos ao uso racional dos recursos hídricos (CARRERA-FERNANDEZ, 2005). Entretanto, a eficiência paretiana, buscando corrigir falhas de mercado, pode gerar alocação de água tendenciosa, privilegiando apenas alguns segmentos de usuários, gerando problemas distributivos e éticos (REY *et al.*, 2018).

De acordo com Correia (2005), os custos associados à oferta de água estabelecidos por sistemas de preços, fundamentados na eficiência econômica, não têm verificação empírica no mundo real (realidade política, social e econômica), não sendo os cálculos econômicos determinantes exclusivos dos valores cobrados. Já Schuerhoff, Weikard e Zetland (2013) apontam como complexa a tarefa de definição de uma política tarifária que busque equalizar a obtenção de recursos e a mudança de comportamento dos usuários, sem que a arrecadação não apresente um sentido ramseyano.

O importante é que, na implantação do sistema de cobrança pelo uso da água, se busque a indução ao uso racional pelo usuário, mas não tornando inviável a atividade produtiva, que usa o fator recurso hídrico. Os vários modelos de tarifação, utilizando-se de variadas metodologias plausíveis existentes na literatura especializada, são formulados sob a configuração de dois grandes grupos: modelo econômico e modelo *ad hoc*. O tipo de modelo abordado neste trabalho é definido como *ad hoc*.

2. CAPACIDADE DE PAGAMENTO TOTAL E UNITÁRIA

Os valores referentes à capacidade de pagamento dos setores usuários da água são definidos a partir de dois métodos, *ad hoc* e residual, com base em estudo realizado no Ceará (SRH, 2017). O método *ad hoc* consiste em avaliar a capacidade de pagamento como uma fração da renda, como descrito na Equação 1.

$$CPT = \eta_1 \cdot (1 - \eta_2) \cdot RB \quad (1)$$

onde: CPT é a capacidade de pagamento total do setor (R$/ano); η_1 é um parâmetro que expressa a capacidade de pagamento em relação ao custo de oportunidade; η_2 é um parâmetro que corresponde aos riscos associados à atividade do setor; RB é a renda bruta (R$/ano).

Para o conjunto de parâmetros η_1 e η_2 adotam-se os seguintes critérios:

i. Setor que tem a água como fator pouco intensivo e baixo risco sistêmico. Neste caso pode-se considerar a indústria, com custo de oportunidade da água baixo devido às possibilidades de fonte alternativa, com o reuso. Além disso, tem suas atividades associadas à baixa expectativa de sofrer riscos sistêmicos, como estiagem/inundação. Portanto, η_1 e η_2 diminuem, implicando em CPT = 1%.RB[37];

ii. Setor que tem a água como quase bem final ou amplamente extensivo e incorre em riscos sistêmicos relativamente baixos. Neste caso pode-se admitir setores que apresentam alto custo de oportunidade: abastecimento de água e água mineral e potável de mesa (água é quase bem final) e aquicultura (uso extensivo da água). Além disso, as atividades destes são associadas a baixos riscos sistêmicos. Portanto, o aumento de η_1 é compensado pela diminuição de η_2, implicando em CPT = 4%.RB[38];

iii. Setor que tem a água como insumo muito intensivo (amplamente extensivo) e apresenta elevados riscos sistêmicos. Neste caso pode-se tomar a agricultura irrigada, por ter alto custo de oportunidade pelo uso da água e por não dispor de fonte hídrica alternativa. Logo, com os altos riscos sistêmicos (riscos de insumo, de produção e de comercialização) inerentes à atividade, o aumento em η_1 é compensado também

37 Esse parâmetro foi utilizado pela COGERH, quando da implantação das primeiras tarifas pelo uso de água bruta no estado do Ceará. O valor de 1% da RB foi sugerido, então, por consultores como um valor aproximado da CPT em relação à RB.

38 Esta fração (4%) foi determinada a partir da experiência do Ceará na determinação da tarifa de água bruta aplicada pela COGERH à CAGECE (primeira tarifação pelo uso de água bruta no país em 1996). Na ocasião, a CAGECE se desobrigou dos serviços de gestão da água bruta (que passaram a ser de responsabilidade da COGERH) pagando, em troca, a tarifa. O montante desta tarifa foi auferido, em negociação, como sendo o maior valor que a CAGECE poderia pagar sem gerar impacto (aumento) nas tarifas pelos serviços prestados (água tratada e/ou esgotos) à população usuária.

pelo aumento em η_2, implicando em CPT = 1%.RB.

Calculada CPT e com dados de volume de água utilizado (V), pode-se aferir a capacidade de pagamento unitária (CPU) em R$/m^3, ou seja, por unidade de fator utilizado por ano: CPU = CPT / V. Ressalte-se que em diversos estudos foi utilizado esse método como indicativo da capacidade de pagamento de setores de uso das águas (RIBEIRO, 2010; RIBEIRO; ARAÚJO, 2010; BARBOSA; TEIXEIRA; GONDIM, 2006). Admite-se que CPT calculada pelo método *ad hoc* constitui-se em medida subavaliada, dado que considera apenas um percentual pequeno de RB como medida da capacidade de pagamento.

Já o método residual consiste em avaliar CPT como um resíduo extraído da subtração entre RB e custo total (CT), sendo que CT não inclui o custo da água. Assim, temos CPT = RB – CT. Calculada CPT e de posse de dados de volume de água utilizado, pode-se aferir CPU. Ressalte-se que diversos estudos utilizaram tal método para aferir a capacidade de pagamento pelo uso da água (CAMPOS; CAMPOS, 2013; CAMPOS; ROZA; PINHEIRO, 2013). Por fim, admite-se que CPT calculada pelo método residual consiste em medida superavaliada, dado que traz como implicação, um valor próximo ao valor de lucro do setor.

A síntese da CPU, para 2015, por ambos os métodos, é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 - Síntese da capacidade de pagamento unitária (CPU) pelo uso da água no Ceará

Setor Usuário	CPU (R$/1.000m^3) ad hoc	CPU (R$/1.000m^3) residual	CPU média (R$/1.000m^3)
Indústria	1.545,16	37.154,22	19.349,69
Irrigação	26,22	1.473,36	749,79
Água Mineral	9.914,51	144.405,19	77.159,85
Piscicultura	147,47	569,66	358,57
Carcinicultura	320,14	1.196,34	758,24
Abastecimento Humano	91,59	271,38[2]	181,49
Demais Usos[1]	475,87	10.710,01	5.592.94

Fonte: SRH (2017). Nota: [1] Média ponderada da CPU dos outros setores usuários. [2] Refere-se somente RMF.

Com efeito, a CPU média calculada comporta todas as tarifas cobradas pela COGERH[39], tanto as máximas com as mínimas, as quais são, em geral, associadas ao uso ou não uso de serviços de adução da companhia, respectivamente. Exceto, no setor de abastecimento, onde a CPU média, apesar de superior à tarifa mínima, é inferior à máxima tarifa cobrada pela COGERH.

3. PROPOSTA DE MODELO TARIFÁRIO

O modelo tarifário CPS-2 proposto tem como referência inicial modelo precedente[40], e é baseado em Ribeiro (2010). O diferencial concernente à aferição de tarifas no CPS-2 ocorre, especialmente, pela possibilidade de determinação de tarifas por faixas de consumo de um mesmo usuário, sendo essas faixas independentes para efeito de tarifação. Já em relação ao cálculo da cobrança, o diferencial estabelece-se na composição do valor a ser cobrado ao usuário, o qual considera os vários valores de tarifas por faixas de consumo, considerando as várias faixas em que o usuário se insere como independentes.

3.1. FUNDAMENTOS DO MODELO

O modelo proposto tem o intuito de sanar possíveis distorções ocasionadas pelo arranjo de tarifas entre classes de usuários em um mesmo setor, possibilitando maior equalização tarifária. Nesse sentido é que as tarifas discriminadas são tomadas por faixas de consumo e não por classes de usuário. Dessa forma a vazão consumida pelo usuário é parcelada em várias faixas, tendo cada uma destas uma tarifa correspondente. Logo, o aumento no consumo poderia ocasionar a aplicação de uma tarifa superior somente na parcela da vazão excedente.

Os fundamentos do modelo podem ser resumidos como segue:

i. O modelo considera a capacidade de pagamento do setor usuário. Considera-se, portanto, a capacidade de pagamento do setor de uso na aferição da tarifa, possibilitando que setores com maior capacidade de pagamento paguem maior tarifa média e vice-versa;
ii. A tarifa média é uma fração da capacidade de pagamento do setor usuário. Há a garantia de que a tarifa média seja comportada pela capacidade de pagamento do setor;
iii. O montante a arrecadar é igual aos custos do sistema de gestão de recursos hídricos. Procura-se, assim, evitar o viés arrecadatório da cobrança;

39 Tarifas estabelecidas pelo Decreto nº 32.032, de 02 de setembro de 2016, do Governo do Estado do Ceará.

40 Modelo CPS que foi desenvolvido no contexto de trabalhos para redefinição da matriz tarifária no Ceará, início da década de 2000, os quais tiveram a participação conjunta de consultores e técnicos do governo estadual e dos comitês de bacias. Tal modelo é dotado de representatividade, tendo em vista o amplo círculo de discussão e debate atinente a sua formulação, bem como sua aplicação no contexto da gestão das águas no Ceará, tendo servido de referência para definição de tarifas.

iv. Há subsídio cruzado entre diferentes faixas de consumo, com independência entre as faixas;

v. Há equalização de tarifas diferenciadas por faixa de consumo de água. Diferentes tarifas incidem sobre diferentes faixas de consumo, formando o consumo total de um mesmo usuário, possibilitando maior equalização da matriz tarifária aos diversos usuários, em especial quando há grande assimetria entre estes.

Os três primeiros fundamentos são herdados do modelo CPS. Os dois últimos são próprios do CPS-2. Neste modelo, o subsídio cruzado garante a aplicação de sobretarifa à faixa de consumo mais elevada em oposição à aplicação de tarifa subsidiada à faixa mais reduzida, admitindo independência entre as faixas. A aplicação de subsídio cruzado ocorre dividindo a vazão consumida do usuário em faixas de consumo, sendo que sobre tais frações podem incidir diversas tarifas (isenção, subsidiada, média e sobretarifa), de modo independente.

Este embasamento possibilita a concretude do quinto fundamento, o qual tem como premissa o conceito de equalização tarifária, que se constitui na prática de tarifas por faixa de consumo a todos os usuários, obedecendo ao limite de consumo de cada um. A equalização, entre os usuários, da discriminação de tarifas por faixa de consumo garante à política tarifária um maior senso de justiça entre os agentes consumidores, possibilitando uma maior aceitação e aplicabilidade.

3.2. FORMULAÇÃO DO MODELO

O modelo CPS-2 é idêntico ao CPS no cálculo da tarifa média, que é função da CPU. Uma das condições iniciais de definição de valores das tarifas por setor é dada pela Equação 2.

$$M = \sum_{i=1}^{n} (Tm_i \cdot Q_i) \tag{2}$$

onde: M é o montante a arrecadar do conjunto de setores usuários (R$/ano); Tm é a tarifa média de um setor (R$/m^3); Q é a vazão tarifada de um setor (m^3/ano).

A igualdade entre o montante de arrecadação e a soma obtida do produto tarifa média e vazão tarifada, para cada setor, condiciona a definição da tarifa média (Equação 3) como uma fração da capacidade de pagamento média, expressa por um parâmetro.

$$Tm = \theta \cdot CPU \tag{3}$$

onde: θ é o parâmetro que define a fração da capacidade de pagamento a ser tarifada ($0 < \theta < 1$); CPU é a capacidade de pagamento unitária de um setor (R$/m^3).

A tarifa média para cada setor é determinada calibrando o parâmetro θ, a partir da igualdade expressa na Equação 2, de modo que se possa garantir que o montante a arrecadar com a aplicação das tarifas pelo sistema de gestão seja igual à arrecadação do conjunto de setores.

A partir da definição de valores de Tm do setor, o modelo CPS-2 possibilita a aferição de tarifas discriminadas por faixa de consumo (diferentemente do CPS, que afere tarifas diferenciadas por classe de usuário). A tarifa por faixa de consumo é aferida para uma parcela da vazão total consumida pelo usuário, dessa forma, sendo aplicada a todo usuário que tem parte de sua vazão situada dentro do limite de cada faixa, tornando mais equalizada a cobrança de tarifas.

A formulação das tarifas discriminadas por faixa de consumo é expressa na equação 4:

$$\mathrm{Tf} = (1 + \mathrm{S}) \cdot \mathrm{Tm} \tag{4}$$

onde: Tf é a tarifa unitária da faixa de consumo de um setor (R$/m^3); S é o fator de subsídio cruzado.

As tarifas por faixa de consumo são admitidas em função de S, que serve para aplicar isenção, subsídio, tarifa média e sobretarifa. Esse fator é determinado pela Equação 5:

$$\mathrm{S} = \frac{\alpha}{1+e^{-\beta\cdot(\mathrm{Qr})^2}} - \gamma \tag{5}$$

onde: α, β, γ são parâmetros; Qr é a vazão de referência da faixa de consumo de usuários de um setor.

A vazão de referência (Qr) é obtida pela média simples entre as vazões inferior e superior de cada faixa. Os parâmetros α, β e γ são calibrados com os dados obtidos pelas Equações 6 a 8, as quais são tomadas como condições de contorno do modelo, decisões políticas.

$$\mathrm{Mf} = \sum_{j=1}^{n}(\mathrm{Tf_j} \cdot \mathrm{Qf_j}) \tag{6}$$

$$\mathrm{S(Qr)isen} = -1 \tag{7}$$

$$\mathrm{S(Qr)med} = 0 \tag{8}$$

onde: Mf é o montante a arrecadar do conjunto de faixas de consumo de um setor (R$/ano); Tf é a tarifa unitária de uma faixa de consumo (R$/m^3); Qf é a vazão tarifada de uma faixa de consumo (m^3/ano); S(Qr)isen é o fator de subsídio para vazão de isenção; S(Qr)med é o fator de subsídio para vazão de tarifa média.

A partir das condições de contorno do modelo, o agente público determina os limites de vazões referentes à isenção, ao subsídio e à sobretarifa, assim como o montante a arrecadar com a cobrança de água bruta. Admitindo essas condições, para os cálculos das tarifas de isenção, subsidiada, média e sobretarifa, verifica-se que:

i. Tarifa de isenção (Tf = 0), o fator de subsídio cruzado é: S = –1;

ii. Tarifa subsidiada (Tf < Tm), o fator é: – 1 < S < 0;

iii. Tarifa média (Tf = Tm), o fator é: S = 0;

iv. Sobretarifa (Tf > Tm), o fator é: S > 0.

A equalização tarifária do modelo CPS-2 é entendida em duas dimensões:

i. A tarifa correspondente a uma determinada faixa de consumo é praticada a todos os usuários que têm seu consumo situado a partir do limite inferior dessa faixa. Esse argumento pode ser expresso matematicamente: $Tf_i \rightarrow U(Qn) \in F_{i+j} | i \geq 1 \text{ e } j \geq 0;$;

ii. Todas as tarifas unitárias associadas às diversas faixas de consumo são aplicadas em suas respectivas faixas da vazão de cada usuário, obedecendo ao limite máximo de consumo do usuário. De forma genérica pode ser expresso como: $Tf_{i-j} \rightarrow U(Qn) \in F_i | i \geq 1, j \geq 0 \text{ e } i > j$.

Como exemplo, considere uma matriz com quatro tarifas (Tf_1, Tf_2, Tf_3 e Tf_4) e quatro faixas de consumo (F_1, F_2, F_3 e F_4), com os subscritos 1, 2, 3 e 4 referindo-se à isenção, subsídio, tarifa média e sobretarifa, respectivamente. A tarifa Tf_1 é aplicada ao consumo do usuário situado na faixa F_1, bem como à parcela do consumo situado em F_1 dos usuários situados nas faixas F_2 à F_4. Desse modo, Tf_1 aplica-se à faixa F_1 de consumo de cada um dos usuários com consumo total situado entre F_1 e F_4. Já ao usuário com consumo total situado na faixa F_4 são aplicadas as tarifas Tf_1 à Tf_4. Sendo que, o consumo total desse usuário é fracionado em faixas de consumo e a cada parcela incide uma tarifa correspondente.

A cobrança ao usuário pelo modelo CPS-2 ocorre conforme a Equação 9.

$$K = \sum_{j=1}^{n-1} \left[(Qf_j - Qf_{j-1}) \cdot Tf_j \right] + (Qu - Q_{n-1}) \cdot Tf_n \quad (9)$$

onde: K é o valor da cobrança ao usuário (R$/ano); Qf é a vazão máxima de uma faixa de consumo (m^3/ano); Tf é a tarifa unitária de uma faixa (R$/$m^3$); Qu é a vazão consumida pelo usuário (m^3/ano); Q_{n-1} é a vazão máxima da (n-1)-ésima faixa de vazão máxima consumida (m^3/ano); Tf_n é a tarifa unitária da n-ésima faixa de vazão máxima consumida (R$/$m^3$).

A Equação 9 é válida somente para cálculo de cobrança de usuários que se inserem em mais de uma faixa de consumo, de modo que se possam associar várias tarifas às diversas faixas correspondentes do usuário. Para usuário que tem vazão inserida em apenas uma faixa de consumo (notadamente a inicial), inexiste faixa de consumo inferior, de modo que: $Q_j = Q_{j-1} = 0 \rightarrow \sum [.] = 0$. Ou seja, a vazão máxima de qualquer faixa de consumo inferior à faixa do usuário é zero. Logo, a cobrança dá-se anulando a parte referente ao somatório. Com efeito, a cobrança seria o resultado do produto entre a vazão consumida e apenas uma tarifa.

Na seção seguinte aplica-se o fator S na irrigação, que notoriamente é constituída por usuários com grande disparidade de capacidade de pagamento e

consumo de água. Para outros setores, também poderia ser aplicado, como abastecimento e indústria, que apresentam igualmente assimetria intrassetorial.

4. APLICAÇÃO DO MODELO PROPOSTO

4.1 TARIFA MÉDIA POR SETOR USUÁRIO

Como descrito anteriormente, a Tm é função da CPU. Neste cálculo, um tipo de mecanismo de subsídio cruzado é obtido diretamente, tendo maior tarifa aferida o setor que tem maior capacidade de pagamento pelo uso da água. Em seção posterior, serão aferidas tarifas discriminadas por faixa de consumo hídrico, com uso de termos de subsídio cruzado, especificamente no setor de irrigação.

A Tabela 2 mostra resultados de algumas variáveis de referência em nível setorial para o cálculo da tarifa média no estado do Ceará.

A partir do montante a arrecadar, dos valores da CPU e da vazão tarifada para cada setor, calcula-se a tarifa média (Tm) setorial pelo uso da água bruta, tomada como um mesmo percentual (θ) da CPU de cada setor de uso (ver Equação 3), bem como o montante a arrecadar de cada setor.

Pela simulação realizada, deve-se obter $\theta = 0{,}0454$, ou seja, basta tarifar 4,54% da CPU para cobrir os custos de gestão do sistema, de modo que a arrecadação seja igual ao montante a arrecadar (ver Equação 2).

O reduzido valor de θ denuncia a elevada capacidade de pagamento dos diversos setores. Caso se reconhecesse que a CPU foi superavaliada e admitisse que fosse considerado apenas 10% da CPU estimada, ainda assim seria necessário tarifar menos de 50% da CPU para se obter Tm que atendesse às condições de contorno do modelo quanto ao montante a arrecadar.

Na Tabela 3 são sintetizadas as tarifas médias para cada setor e as tarifas setoriais praticadas pela COGERH.

Em geral, quando se compara Tm com a menor tarifa no Ceará, aquela é superior a esta, sendo encontrada na irrigação a maior diferença (mais de 25 vezes). Já na razão Tm e maior tarifa, apenas nos setores de água mineral e potável de mesa e de irrigação ocorrem diferenças positivas. O setor de abastecimento apresenta Tm bem inferior às tarifas cobradas.

Ressalta-se que Tm é melhor comparada com as tarifas sem serviço de adução da companhia de gestão, devido a tarifa relacionar-se ao pagamento pelo uso da água, o qual não incorpora os serviços específicos, ou seja, Tm constitui-se em medida indicativa de pagamento de tarifa pelo direito de captação em manancias (açudes, rios, lagoas, aquíferos ou canais).

No caso do setor de abastecimento humano, este é deficitário em suas atividades de oferta de serviços de água tratada e esgotamento sanitário. Tal déficit está relacionado, em parte, ao elevado índice de perdas de distribuição do sistema de água tratada (41,24% em 2015, conforme SNIS), o que diminui o faturamento

de serviços (água e esgoto); bem como ao valor reduzido da tarifa de água tratada e esgotamento sanitário, que faz a companha de saneamento básico ser deficitária.

Tabela 2 - Variáveis de referência de tarifação média de setores usuários

Setor Usuário	CPU (R$/1.000m³)	Tarifa Média (R$/1.000m³)	Vazão Tarifada[1] (1.000m³/ano)	Montante a Arrecadar (R$1.000/ano)
Indústria	19.349,69	878,99	87.911	77.272,31
Água Mineral	77.159,85	3.505,10	2.060	7.219,16
Irrigação	749,79	34,06	491.394	16.737,01
Piscicultura	358,57	16,29	5.860	95,45
Carcinicultura	758,24	34,44	52.740	1.816,58
Abastecimento Humano	181,49	8,24	580.836	4.788,67
Demais Usos	5.592,94	254,07	15.869	4.031,82
Média/Soma	-	90,53[2]	-	111.961,00

Fonte: Dados da pesquisa a partir de SRH (2017). Notas: [1] Vazão passível de tarifação obtida a partir de cadastro de volume outorgado de usuários. [2] Média ponderada em função da vazão tarifada.

Tabela 3 - Comparação entre tarifas médias aferidas e tarifas praticadas aos setores usuários no Ceará

Indústria	878,99	601,03	2.067,59	1,46	0,43
Água Mineral	3.505,10	601,03	601,03	5,83	5,83
Irrigação	34,06	1,35	20,00	25,23	1,70
Piscicultura	16,29	4,18	49,83	3,90	0,33
Carcinicultura	34,44	6,27	130,25	5,49	0,26
Abastecimento Humano	8,24	45,49	416,47	0,18	0,02
Demais Usos	254,07	138,20	417,80	1,84	0,61

Fonte: Dados da pesquisa.

4.2 TARIFA POR FAIXA DE CONSUMO NO SETOR IRRIGANTE

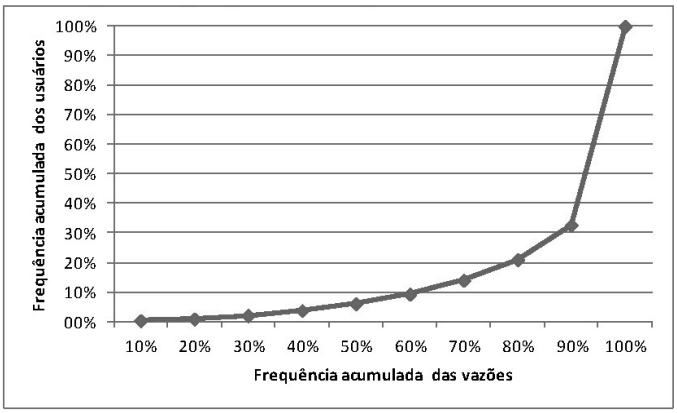
Para aplicação do modelo tarifário CPS-2, visando o estabelecimento da tarifação

discriminada por faixa de consumo, a partir dos termos de subsídio cruzado, utiliza-se de cadastro de usuários do setor de irrigação do estado de Ceará. O cadastro constitui-se de dados por usuário referente à vazão outorgada.

O número de usuários considerados do cadastro é de 1.197 usuários[41]. Algumas estatísticas descritivas dão ideia da magnitude de tal banco de dados: vazão total de 536.463.942 m^3/ano, vazões média de 448.174 e mediana de 123.621 m^3/ano, vazões mínima de 315 e máxima de 56.323.296 m^3/ano, amplitude de 56.322.981 m^3/ano é praticamente igual a maior vazão, o coeficiente de variação é da ordem de 563%.

Pelas estatísticas supracitadas, percebe-se que há grande assimetria entre os usuários da irrigação, com significativa concentração (vazão máxima equivale a 10% da vazão total), bem como enorme dispersão (variabilidade relativa de 563%) na distribuição das vazões aos usuários. Essa disposição fica mais evidente com a representação gráfica da Figura 1.

Figura 1 - Dispersão das frequências acumuladas de usuários e vazões



Os dados cadastrais de usuários irrigantes são importantes para a definição de critérios de utilização do mecanismo de subsídio cruzado, o qual é extremamente adequado em situações com forte assimetria. O subsídio cruzado tem fundamento no princípio de justiça social e econômica, sendo imprescindível para o desenho de uma adequada matriz tarifária.

Especificamente no setor de agricultura irrigada, notoriamente conhecido por grande assimetria intrassetorial em relação à capacidade de pagamento e ao consumo hídrico (CAMPOS; CAMPOS, 2013), busca-se com a discriminação tarifária, subsidiando e sobretarifando, garantir uma participação com tendência mais justa dos usuários no pagamento de tarifas de águas. Assim, pretende-se que o usuário com maior capacidade de pagamento e elevado consumo hídrico (grandes irrigantes do agronegócio) seja tarifado acima da média; em contraparti-

41 O cadastro consta de 1.198 dados de vazão outorgada, porém, uma vazão foi excluída por ser considerada como um valor atípico (outlier), a qual é provável que se refira na verdade a um conjunto de usuários, não apenas a um usuário.

da, o usuário com menor capacidade de pagamento e reduzido consumo hídrico (pequeno irrigante), seja tarifado abaixo da média, tendo em vista a condição de maior sensibilidade aos custos da água (FRIJA *et al.*, 2011).

Em especial, numa economia com acentuada desigualdade, o mecanismo de subsídio cruzado procura, ainda, que os agentes econômicos com maiores vantagens competitivas subsidiem aqueles com menores vantagens. Com isso, a política de tarifas incorre em subvenção intrassetorial, caracterizando a transferência de ativos na economia por meio de subsídio cruzado. Assim, julga-se imprescindível a discriminação tarifária entre usuários da irrigação, a qual tem prática efetiva com o estabelecimento de tarifas subsidiadas e de sobretarifas.

Contudo, o estabelecimento de tarifas pelo uso da água bruta, com a perspectiva de subsídio cruzado, pode implicar em algum grau de conflito entre usuários. Para contribuir na mitigação de conflitos referentes à tarifação, é que o modelo CPS-2 é proposto, o qual considera a discriminação de tarifas entre as diferentes classes de usuários (pequenos, médios e grandes) de forma indireta, garantindo maior equalização na tarifação via aplicação de tarifas por faixa de consumo.

A tarifa subsidiada não beneficia somente o pequeno irrigante, por exemplo, mas, também, parte do consumo do grande irrigante, sendo que somente a faixa de consumo relativamente elevada do grande irrigante é que sofre sobretarifação. Esse arranjo tarifário tende a mitigar conflitos e contribuir com maior/melhor consolidação do instrumento de cobrança dos recursos hídricos.

Para efeito de aplicação do subsídio cruzado, as faixas de consumo que serão admitidas na irrigação são: de isenção, de subsídio, de tarifa média e de sobretarifa. Os critérios de utilização do mecanismo de subsídio cruzado fundamentam-se em legislações pertinentes do estado cearense, a saber, a Lei nº 11.966 de 1992 e o Decreto nº 32.032 de 2016:

i. A lei das águas de 1992 estabelece limite de vazão que é isento de outorga, logo, de tarifação, como sendo de 2 m^3/h (águas superficiais e subterrâneas). Assim como o referido decreto que estabelece tarifa para irrigante com consumo a partir de 1.440 m^3/mês. Portanto, admite-se com limite superior da faixa de isenção vazão inferior a 17.280 m^3/ano;

ii. Com a definição do limite de vazão de isenção, determina-se o limite superior da vazão que será subsidiada. Tomando como base as classes de consumo tarifado no Decreto de 2016, admite-se que a faixa de vazão a receber subsídio insere-se no intervalo de 17.280 m^3/ano até menos 228.000 m^3/ano;

iii. A faixa que receberá a tarifa média, tomando ainda como base o citado decreto, é definida como o consumo a partir de 228.000 m^3/ano até menos 564.000 m^3/ano;

iv. A partir da definição do limite superior correspondente a tarifa média, o limite inferior de vazão a ser sobretarifada é aquela maior ou igual a 564.000 m^3/ano.

A partir dos critérios adotados, elabora-se a Tabela 4, a qual sintetiza, com base na composição cadastral, o número de usuários atingidos com as diversas categorias tarifárias, bem como a quantidade de vazão atingida por cada faixa.

Tabela 4 - Categorias de faixa de vazão para uso de subsídio cruzado

Categoria da Tarifa	Número de Usuários		Quantidade de Vazões (m^3)	
	Absoluto	Relativo	Absoluto	Relativo
Isenção	1.197	100,0%	19.792.727	3,7%
Subsídio	1.072	89,6%	135.911.628	25,3%
Tarifa Média	388	32,4%	84.207.863	15,7%
Sobretarifa	160	13,4%	296.551.723	55,3%

Fonte: Dados da pesquisa.

Como era esperado, a isenção, apesar de atingir 100% dos usuários, representa menos de 5% da vazão total consumida. E no outro extremo, atingindo pouco mais de 1/10 dos usuários, a sobretarifa é aplicada em mais de 1/2 da vazão. Os dados apresentados demonstram que os critérios de subsídio cruzado definidos são plausíveis e factíveis de aplicação, mesmo considerando suas dimensões de equalização tarifária: mesmas tarifas a todos os usuários, até o limite de vazão de cada um; vazão de cada usuário recebendo tarifação diferente, com a tarifa se restringindo a vazão de cada faixa.

Definida a tarifa média (Tabela 3) para o setor irrigante, o modelo CPS-2 pode ser aplicado para o cálculo de tarifas discriminadas por faixa de consumo hídrico. A Tabela 5 apresenta valores de vazão de referência, de fatores de subsídio cruzado e de fração da vazão.

Tabela 5 - Valores de referência para obtenção de tarifas e arrecadação por faixa de consumo no setor de irrigação

Categoria da Tarifa	Vazão de Referência	Fator de Subsídio Cruzado	Tarifa por Faixa (R$/1.000$m^3$)	Arrecadação (R$1.000)
Isenção	8.672	-1,00000	-	-
Subsídio	122.517	-0,83581	5,59	760,06
Tarifa Média	396.250	0,00000	34,06	2.868,15
Sobretarifa	28.445.157	0,29782	44,20	13.108,80

Fonte: Dados da pesquisa.

Utilizando-se dos critérios estabelecidos, obtêm-se os fatores de subsídio

cruzado. Por tais fatores, se reconhece que seria possível subsidiar cerca de 84% da tarifa média e aplicar um percentual de aproximadamente 30% na mesma tarifa média para se obter a sobretarifa. Desse modo a arrecadação seria de R$ 16.737,01, exatamente igual ao montante a arrecadar do setor (ver Tabela 2).

A obtenção das tarifas discriminadas, a partir do uso do fator de subsídio cruzado (Equação 5) e da condição de arrecadação ser igual ao montante a arrecadar no setor (Equação 6), foi possível com a estimação dos parâmetros α = 3,53478, β = 5.10-11e γ = 3,23697.

Com efeito, desenvolvem-se exemplos de aplicação de cobrança pelo modelo proposto CPS-2. Considerando-se um usuário com consumo de 46.000 m^3 ao mês, a cobrança de tal usuário, utilizando-se da Equação 9, e as faixas de vazão definidas anteriormente tem-se:

$$K = \sum_{j=1}^{2}[(Q_1 - Q_0) \cdot Tf_1 + (Q_2 - Q_1)Tf_2] + (Qu - Q_2) \cdot Tf_3 \therefore$$
$$K = [(1.440 - 0) \cdot 0{,}00000 + (19.000 - 1.440) \cdot 0{,}00559] + (46.000 - 19.000) \cdot 0{,}03406 \therefore$$
$$K = 0{,}00 + 98{,}1604 + 919{,}6200 = 1.017{,}78$$

Assim, para um consumo de 46.000 m^3, as diversas tarifas (isenção, subsídio e tarifa média) seriam aplicadas à diversas faixas de consumo, de modo independente, resultando numa cobrança de R$ 1.017,78. Caso o mesmo usuário eleve seu consumo para 50.000 m^3 no mês posterior, devido algum motivo conjuntural, sua cobrança seria de:

$$K = \sum_{j=1}^{2}[(Q_1 - Q_0) \cdot Tf_1 + (Q_2 - Q_1)Tf_2 + (Q_3 - Q_2)Tf_3] + (Qu - Q_3) \cdot Tf_4 \therefore$$
$$K = [(1.440 - 0) \cdot 0{,}00000 + (19.000 - 1.440) \cdot 0{,}00559 + (47.000 - 19.000) \cdot 0{,}03406] +$$
$$(50.000 - 47.000) \cdot 0{,}04420 \therefore$$
$$K = 0{,}00 + 98{,}1604 + 953{,}9800 + 132{,}6000 = 1.184{,}74$$

Neste caso a cobrança do usuário aumentaria para R$ 1.184,74, sendo aplicado uma nova tarifa (sobretarifa) apenas sobre a faixa de vazão consumida que excede a faixa da tarifa média. A elevação de 4.000 m^3 em um mês comparando com um mês anterior, implica em elevação da cobrança em R$ 166,96. Dito de outra forma, a elevação do consumo em menos de 9%, acarretaria em elevação da cobrança em cerca de 16%.

Pode-se facilmente ser observado que o aumento (ou a diminuição) do consumo, de modo que o usuário insira-se em nova faixa, não acarreta em elevação (ou redução) brusca da cobrança. Para verificar mais nitidamente isso, considerando o caso do usuário anterior, mas com aplicação do modelo CPS (admitindo as tarifas da Tabela 5 sendo aplicadas para cada classe de usuário), o resultado seria bastante diferente.

Com consumo de 46.000 m^3 no mês, inserindo-se, portanto, na classe de tarifa média, a tarifa de R$ 34,06 por mil m^3 seria aplicada em todo seu consumo, de modo que a cobrança seria igual a R$ 1.566,76. Com a elevação do consumo para 50.000 m^3 no mês, todo o novo consumo seria sobretarifado (R$ 44,20

por mil m^3), resultando numa cobrança de R$ 2.210,00. Portanto, o aumento de 4.000 m^3 implicaria em elevação da cobrança em R$ 643,24. Ou seja, com aumento em 9% no consumo, a cobrança eleva-se em 41%.

Mitigar a elevação (ou redução) brusca da cobrança e, consequentemente, da arrecadação, constitui-se uma das vantagens do modelo proposto, gerando certa equalização (reduzida variabilidade) do desempenho da cobrança em decorrência de alteração no faturamento, em especial quando tais alterações resultam de mudanças de conjuntura.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação do modelo proposto (CPS-2) possibilitou a estimação de tarifas plausíveis aos diversos setores usuários da água no estado do Ceará. A exceção ocorreu no setor de abastecimento, onde a tarifa foi extremamente baixa, sendo explicado por aspectos do próprio setor (como baixa eficiência e reduzida tarifa de água tratada e esgotamento sanitário).

Com os valores de tarifa média e com uma base de dados cadastrais possibilitou-se aplicar subsídio cruzado no setor da irrigação. Os resultados apontaram, a partir da tarifa média, para uma tarifa subsidiada de R$ 5,59/1.000m^3 e uma sobretarifa de R$ 44,20/1.000m^3. Apesar do valor de sobretarifa na irrigação parecer bastante alto, mais que o dobro da maior tarifa praticada pela COGERH ao setor, o arranjo de cobrança das tarifas discriminadas pelo CPS-2 possibilita tal valor incidir apenas sobre a última faixa de consumo (vazão ≥ 564.000 m^3/ano), que, pelos dados cadastrais, representa 55% da vazão e 13% dos usuários.

O modelo CPS-2 pretende servir apenas de parâmetro para a revisão ou implantação de matriz tarifária de água bruta, aferindo medidas indicativas aos diversos setores de uso, via tarifa média, e às diversas classes de usuários, via tarifas discriminadas por faixa de consumo. Compreende-se que a definição dos valores que comporão a matriz tarifária é influenciada por outras dimensões não comportadas pelo modelo proposto, como a utilização de coeficientes na cobrança final referentes, por exemplo, à disponibilidade efetiva, à qualidade da água, à garantia de oferta e ao volume outorgado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, F. C.; TEIXEIRA, A. S.; GONDIM, R. S. Impacto da cobrança pelo uso de recursos hídricos para irrigação no resultado da atividade agrícola. In: ROSA, M. F.; GONDIM, R. S.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. **Gestão sustentável no baixo Jaguaribe, Ceará**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2006.

CAMPOS, R. T.; CAMPOS, K. C. Capacidade de pagamento pela água bruta utilizada na irrigação pública na bacia do Jaguaribe – Ceará. **Revista de Economia e Agronegócio**, v. 11, n. 3, p. 393-417, 2013.

CAMPOS, R. T; ROZA, M. X. T.; PINHEIRO, J. C. V. Valoração socioeconômica da água em projetos públicos de irrigação. **Revista de Política Agrícola**. Brasília, a. 22, n. 3, p. 73-87, jul-ago-set, 2013.

CARRERA-FERNANDEZ, J. A gestão e o planejamento integrado dos recursos hídricos: o caso da barragem de Cristalândia, na Bahia. **Contextus – Revista Contemporânea de Economia e Gestão**, v. 3, n. 1, p. 7-23, jan-jun, 2005.

CARRERA-FERNANDEZ, J.; GARRIDO, R. S. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: EDUFBA, 2002.

CORREIA, F. N. Algumas reflexões sobre os mecanismos de gestão dos recursos hídricos e a experiência da União Europeia. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 2, n. 2, p. 5-16, jul-dez, 2005.

FRIJA, A.; WOSSINK, A.; BUYSSE, J.; SPEELMAN, S.; VAN HUYLENBROECK, G. Irrigation pricing policies and its impact on agricultural inputs demand in Tunisia: a DEA-based methodology. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 9, p. 2109-2118, 2011.

LIBANIO, P. A. C. Two decades of Brazil's participatory model for water resources management: from enthusiasm to frustration. **Water International**, v. 43, n. 4, p. 494-511, 2018.

REY, D.; PÉREZ-BLANCO, C. D.; ESCRIVA-BOU, A.; GIRARD, C.; VELDKAMP, T. I. E. Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe. **International Journal of Water Resources Development**, 2018.

RIBEIRO, F. W.; ARAÚJO, J. C. Discussão sobre modelo tarifário pelo uso da água bruta. In: SILVA, J. M. O.; SILVA, E. V.; SEABRA, G.; RODRIGUEZ, J. M. M. (Org.). **Gestão dos recursos hídricos e planejamento ambiental**. João Pessoa: Editora Universitária da UFPB, 2010.

RIBEIRO, F. W. **Proposta de modelo tarifário de água bruta para estados do Nordeste brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SCHUERHOFF, M., WEIKARD, H-P.; ZETLAND, D. The life and death of Dutch groundwater tax. **Water Policy**, v. 15, n. 6, p. 1064-1077, 2013.

SRH – SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ. Revisão da capacidade de pagamento. Relatório 02. Fortaleza: SRH/IBI, 2017.

REVISÃO DA FÓRMULA DE CÁLCULO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA BRUTA NO ESTADO DO CEARÁ

Samiria Maria de Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A temática sobre conservação dos recursos naturais é uma constante no debate mundial. Dentre esses recursos destaca-se a água como bem não-renovável e que detém papel significante no desenvolvimento econômico e social.

Impactos na qualidade da água causados pela poluição comprometem os serviços ambientais prestados à sociedade. Estes serviços são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos para sua sobrevivência. Esta importância se traduz em valores associados aos recursos ambientais, podendo ser valores morais, éticos ou econômicos.

A escassez qualitativa da água é fortemente influenciada pela disponibilidade hídrica, que se mostra um grave problema em regiões de semiárido, pela combinação de elevadas taxas de evapotranspiração, solos rasos e o caráter irregular espacial e temporal das precipitações (LEMOS, 2015). Esse cenário aponta que é relevante incorporar na gestão de recursos hídricos mecanismos econômicos e financeiros que promovam as boas práticas por parte dos usuários.

Dentre esses mecanismos cita-se a cobrança pelo uso da água que, via mecanismos de preços, orienta os agentes a valorizarem os bens e serviços ambientais, de acordo com suas ofertas e/ou escassez e em consonância com seus custos de oportunidade social (ANA, 2013a). Sua implementação envolve questões legais, institucionais, técnicas e sociais, além do modelo de preço mais apropriado.

De uma maneira geral, a cobrança é definida em termos de quantidade e/ou qualidade e encontra-se fundamentada nos princípios do "poluidor-pagador" - que foi definido e adotado em 1972 pela Organisation for Economic Co-Operation and Development (OCDE) – e do "usuário-pagador". Conforme o primeiro princípio, se todos têm direito a um ambiente limpo, o poluidor deve pagar pelo dano que provocou. Desse modo, havendo um custo social proveniente de uma determinada atividade, esse custo deve ser internalizado ou assumido pelo empreendedor. Enquanto que, segundo o princípio do "usuário-pagador", o usuário deve pagar pela utilização da água (SANTIN; GOELLNER, 2013).

Ao longo de décadas, diversos países têm buscado instituir a cobrança como mecanismo de controle da qualidade das águas. Esse mecanismo pode considerar diferentes características do poluidor (como o setor), do efluente (volume ou concentração de poluente) ou a capacidade de suporte do corpo hídrico recebedor.

No Brasil, são adotados diferentes modelos de cobrança. Os valores cobrados se diferenciam conforme a região, sazonalidade, padrão de qualidade de água, etc.

Com isso, este artigo tem o intuito de delinear uma metodologia de cobrança pelo uso da água bruta para o estado do Ceará que incorpore parâmetros de qualidade da água, tenha associação com a outorga e a eficiência de uso da água.

2. ESTRUTURA DO MECANISMO DE COBRANÇA NO BRASIL

A primeira ação de regular o aproveitamento das águas no Brasil ocorreu com o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto Federal 24.643, de 10 de julho de 1934 que estabeleceu o princípio poluidor-pagador. Entretanto, foi a partir da promulgação da Constituição Federal de 1988 que as águas foram consideradas um recurso econômico dotado de importância fundamental para o desenvolvimento do país.

Em 1997, a Lei Federal nº 9.433 institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e introduz a cobrança pelo uso da água bruta no Brasil, como um instrumento de gestão.

Conforme a ANA (2013a), a cobrança não é um imposto, mas uma remuneração pelo uso de um bem público, cuja receita é uma renda patrimonial ou da União ou do estado sob o qual está o domínio da água. Assim, a cobrança pelo uso da água é um instrumento econômico de gestão que, via mecanismos de preços, orienta os agentes a valorizarem os bens e serviços ambientais, de acordo com suas ofertas e/ou escassez e em consonância com seus custos de oportunidade social (ANA, 2013b)

A cobrança está vigente tanto em rios de domínio estadual quanto em rios interestaduais. No âmbito dos rios de domínio dos estados tem-se esse instrumento: i) nas bacias do estado do Ceará, Paraíba, Bahia e Rio de Janeiro; ii) em São Paulo, nas Bacias PCJ, Paraíba do Sul e Sorocaba – Médio Tietê; e, iii) em Minas Gerais, nas Bacias Piracicaba e Jundiaí, na Bacia do Rio das Velhas e do Rio Araguari. Também se tem a cobrança instituída nas bacias interestaduais do: rio São Francisco, do rio Paraíba do Sul, do rio Doce, dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (ANA, 2015).

Os valores cobrados se diferenciam conforme a região, sazonalidade, padrão de qualidade de água, etc. De forma geral, o valor da cobrança é o resultado da multiplicação da base de cálculo pelo preço unitário (Equação 1). O preço, é definido em função dos objetivos da cobrança podendo ser adotado teorias econômicas como do preço médio, preço público, preço ótimo e custo de efetividade (MAGALHÃES FILHO, 2013).

Cobrança = Básico de cálculo x Preço unitário x [Coeficientes] (1)

A cobrança adotada nas bacias hidrográficas federais é composta pelas parcelas de captação (V_{cap}), consumo (V_{cons}), lançamento de DBO (V_{DHO}), geração de energia elétrica (V_{PGH}), agropecuária ($V_{Agropec}$) e transposição ($V_{transpos}$), conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1. Estrutura básica da cobrança pelo uso da água nas Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce, Piracicaba, Capivari e Jundiaí - PCJ.

São Francisco	Doce
$(V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{transp}) \times K_{gestão}$	$(V_{cap} + V_{DBO} + V_{transp} + V_{PCH}) \times K_{gestão}$
Paraíba do Sul	**Piracicaba, Capivari e Jundiaí**
$\left(V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{PCH} + V_{agropec} + V_{transp}\right) \times K_{gestão}$	$\left(V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{PCH} + V_{agropec} + V_{transp}\right) \times K_{gestão}$

Fonte: Adaptado de Finkler, 2015.

3. COBRANÇA PELA ÁGUA BRUTA NO ESTADO DO CEARÁ

A cobrança pelo uso da água bruta foi efetivada no estado do Ceará em 1996 por meio do Decreto Nº 24.264 de 12 de novembro de 1996 que instituiu valores de tarifa para os usuários indústrias (R$ 600,00/1.000m³) e para as concessionárias de serviço de água potável (R$ 10,00/1.000m³) da Região Metropolitana de Fortaleza.

O modelo de cobrança desse estado é monomial, conforme apresentado na equação 2. A tarifa-padrão é atualizado de dois em dois anos por meio da revisão do valor arrecadado. Para defini-la é utilizado uma política de subsídios entre setores. Nesta política, a indústria subsidiava o setor de irrigação enquanto que, o saneamento teria a tarifa padrão-média.

$T(u) = T \times V_{ef}$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

Vef = volume mensal consumido pelo usuário.

O volume mensal de água bruta consumida pelos setores usuários tem sido calculado com base em dados obtidos com os seguintes métodos: (i) hidrometria; (ii) medições frequentes de vazões, onde é impossível a instalação de hidrômetros convencionais e, (iii) estimativas diretas, considerando as dimensões das instalações dos usuários, os diâmetros das tubulações e/ou canais de adução de água bruta, horímetros, entre outras (CEARÁ, 2009).

Os valores arrecadados da cobrança são destinados ao custeio das atividades do gerenciamento dos recursos hídricos, envolvendo os serviços de operação e manutenção dos dispositivos e da infraestrutura hidráulica e dos sistemas operacionais de cobrança junto aos diversos usos e usuários dos recursos hídricos. Observando que neste modelo não se cobra pela diluição de matéria orgânica ou qualquer outro poluente.

4. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do estudo realizou-se uma pesquisa exploratória composta de levantamento bibliográfico e diálogos com técnicos da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH). O levantamento bibliográfico foi realizado com o intuito de identificar os parâmetros que poderiam ser incorporados no modelo de cobrança.

Em seguida, aplicou-se o método indutivo para elaboração do modelo proposto. O método indutivo considera o conhecimento como baseado na experiência do especialista e permite que generalizações sejam derivadas de observações de casos da realidade concreta e de constatações particulares.

5. MODELO PROPOSTO

O modelo proposto visa alterar a atual fórmula de cobrança do Ceará de forma que ela possa incorporar parâmetros de qualidade da água, eficiência de uso e de disponibilidade efetiva. Este modelo apresenta a seguinte estrutura:

$$Cobrança = (T(u) + T_L(u) + T_O(u)) \times K_U \times K_{FDE} \quad (3)$$

Onde:

T(u) - tarifa do usuário u devida em função do volume consumido;

$T_L(u)$ **-** Corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água.

To (u) é a tarifa de outorga de direito pelo uso da água;

Ku é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso (discutido no relatório sobre eficiência do uso da água);

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva.

Observando a equação 3 percebe-se a incorporação de duas tarifas e dois coeficientes técnicos. Cada um deles serão discutidos a seguir:

5.1 TARIFA DA ÁGUA IMPOSTA SOBRE A QUALIDADE DE ÁGUA

A qualidade de uma água é definida pelo conjunto de suas características físicas, biológicas, químicas e radiológicas. Esta qualidade poderá ser afetada pelos diferentes usos por meio do lançamento de seus efluentes, ou aqueles poderão ter

seu desenvolvimento produtivo impactado e/ou seus custos elevados conforme a composição da água recebida. Dessa forma, propõe-se uma tarifa composta de duas parcelas como pode ser visto na equação 4.

$$T_L(u) = V_E + V_{QL} \quad (4)$$

Em que,

V_E = Parcela da cobrança referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos;

V_{QL}= Parcela da cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários.

A cobrança associada a qualidade da água recebida tem como referência os seguintes parâmetros: Eutrofização (*QEU*), Salinização e Sodificação (QSA/SO) e Classe de Enquadramento do Corpo Hídrico. Ela é definida conforme a equação 5.

$$V_{QL} = (K_{QEU} \times K_{QSA/SO} \times K_{CLASSE}) \times P_{BASE} \times K_{IMP} \times K_{USO} \quad (5)$$

Em que,

K_{QEU} – Coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento;

$K_{QSA/SO}$ – Coeficiente referente ao perigo de salinização e solidificação da água;

K_{CLASSE}– Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento;

P_{BASE} – Retrata o preço fixo;

K_{IMP} – Coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança;

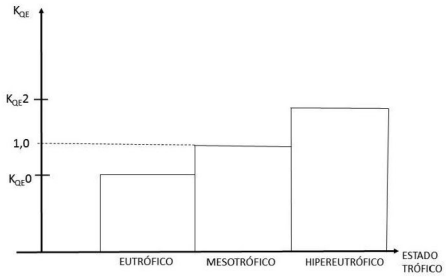
K_{USO} – Coeficiente que indica o setor usuário.

Os coeficientes são aplicados para um setor especifico ou para todos os setores como mostrado na Tabela 1. O K_{QEU} não será contabilizado quando o estado trófico do corpo hídrico utilizado para o abastecimento for ultraoligotrófico e oligotrófico. Ele tem valor 1 para o estado mesotrófico e varia para cima ou para baixo deste valor conforme apresentado na Figura 1.

Tabela 1. Relação dos coeficientes com os setores usuários.

Coeficientes	Setores Usuários
K_{QEU}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
$K_{QSA/SO}$	Agricultura
K_{CLASSE}	Saneamento
K_{IMP}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
K_{USO}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária

Figura 1. Variação do coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento.

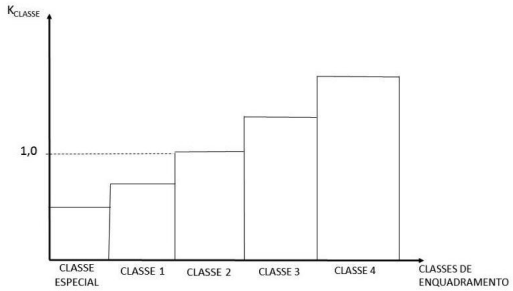


No caso do $K_{QSA/SO}$ é adotado o valor 1 quando as águas de abastecimento da agricultura forem classificada como C1-S1. Este valor sofre decréscimos conforme as águas piorem em qualidade, passando para C2-S2, C3-S3 até C4-S4, que tem o menor valor do coeficiente.

O coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança varia de 0 no início da implementação a 1 quando a cobrança estiver totalmente implementada. O coeficiente que indica o setor usuário pode ser utilizado na contabilização do valor da cobrança para subsidiar um setor em relação ao outro.

O K_{CLASSE} tem o valor 1 quando o corpo hídrico de abastecimento for de Classe 2 que considera que a água pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional. Esse valor é maior que 1 quando a classificação for 3 ou 4 e menor que 1 quando a classe for 1 ou especial (Figura 2).

Figura 2. Níveis do Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento.



O componente da cobrança correspondente ao lançamento de efluentes (V_E) segue a mesma estrutura utilizada nas bacias hidrográficas federais conforme exposto na seguinte equação:

$$V_E = CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ classe} \times K_{imp} \quad (6)$$

Onde,

- CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;
- PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;
- $K_{lan\ classe}$ é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;
- K_{imp} coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança variará de 0.1 no início da implementação a 1 quando a cobrança estiver totalmente implementada.

Vale ressaltar que A Lei Estadual de recursos hídricos (CEARÁ, 2010) estabelece:

> Art. 16. Será cobrado o uso dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos, segundo as peculiaridades das Bacias Hidrográficas, na forma como vier a ser estabelecido pelo CONERH, por meio de Resolução, a qual será enviada ao Governador do Estado do Ceará, que fixará o valor das tarifas por Decreto, obedecidos os seguintes critérios:
>
> I. a cobrança pela utilização considerará a classe de uso preponderante em que for enquadrado o corpo de água onde se localiza o uso, a disponibilidade hídrica local, o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a vazão captada e seu regime de variação, o consumo efetivo e a finalidade a que se destina;
>
> II. a cobrança pelo transporte e a assimilação de efluentes do sistema de esgotos e outros líquidos de qualquer natureza considerará o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a carga lançada e seu regime de variação, ponderando-se, dentre outros, os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes, atendendo à legislação pertinente e à natureza da atividade responsável pelos mesmos.

O dispositivo legal que possibilita a cobrança por lançamento encontra-se expresso na legislação atual. A cobrança pela qualidade da água captada necessita ser explicitada na Lei, não obstante o primeiro parágrafo do Art. 16 abrir esta possibilidade.

5.2. TARIFA DE OUTORGA PELO DIREITO DO USO DA ÁGUA

A tarifa que considera medidas de outorga pode ser utilizada para evitar a especulação da disponibilidade hídrica e é apresentada na equação 7.

$$To(u) = Tot \cdot Vot \quad (7)$$

onde:

Tot é a tarifa de outorga de direito pelo uso da água (R$/m^3);

Vot é o volume outorgado pelo usuário (m^3);

Ela busca a adequação do volume outorgado solicitado à real necessidade do usuário busca evitar a acumulação, sem efetividade, de direitos de uso de um bem escasso ou o que se pode denominar de especulação da disponibilidade hídrica. Nessa perspectiva é que se faz imprescindível a incorporação de um coeficiente associado ao volume outorgado na fórmula de aferição da cobrança, sem o qual o sistema de recursos hídricos pode ter sua disponibilidade condicionada por uma escassez virtual. A tarifa Tot deve ser discutida junto ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos.

5.3. COEFICIENTE DE DISPONIBILIDADE EFETIVA

O coeficiente do fator de disponibilidade efetiva (K_{FDE}) mede a escassez relativa de água em um determinado sistema de recursos hídricos. Ele é expresso como:

$$K_{FDE} = f\left(\frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}}\right) \quad (8)$$

Onde,

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva, D é demanda atual (D_{atual}) instalada no hidrossistema; oferta atual máxima (O_{Atual}) disponível no hidrossistema na garantia de referência (90%)

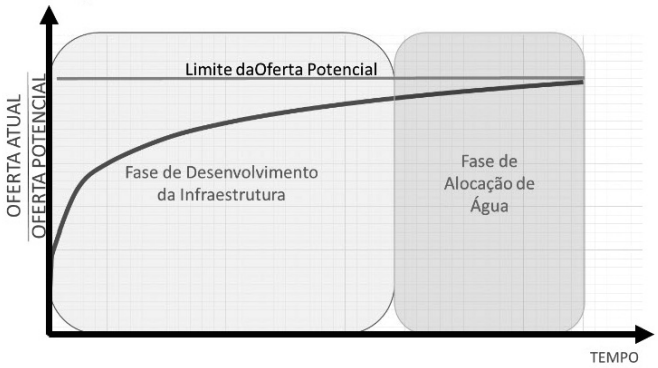
Ele tem por objetivo informar o nível de utilização atual da oferta em um hidrossistema. Desta forma pode-se tomar a demanda atual como a medida da demanda (D_{atual}).

A oferta pode ser considerada como a oferta potencial ou a oferta atual (fração do potencial já ativado pela infraestrutura como reservatório ou poços, por exemplo). Utilizar o potencial evitaria o efeito da redução K_{FDE} devido ao aumento da oferta, no entanto levaria a uma falsa avaliação da oferta efetivamente disponível além da dificuldade em avaliá-lo. Neste caso, transparece que a disponibilidade hídrica atual é mais adequada.

Observa-se na Figura 3 a evolução temporal do processo de ativação do potencial hídrico em uma bacia a partir da construção de infraestruturas. Obser-

va-se que há uma fase inicial onde a construção destas infraestruturas aumenta de forma significativa a oferta atual disponível. Chegando a um ponto em que o potencial hídrico foi praticamente todo ativado. A primeira fase denomina-se de "desenvolvimento da infraestrutura" a segunda "fase de alocação", já que o problema da "escassez relativa" atual não pode ser resolvido com aumento da oferta. As bacias hidrográficas no Ceará encontram-se majoritariamente na fase alocativa. Desta forma não se espera grande impacto no K_{FDE} devido ao aumento da oferta local.

Figura 3 - Evolução da ativação do potencial hídrico em uma bacia



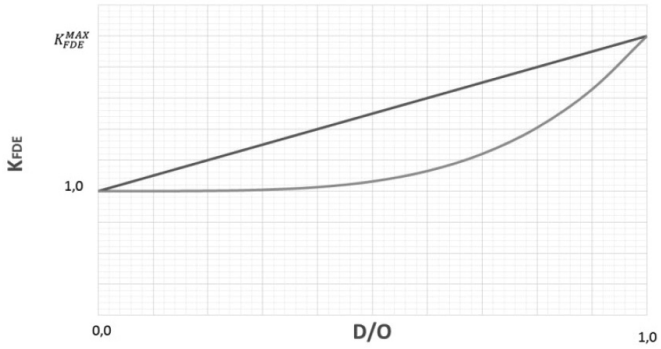
A oferta que será utilizada para o cálculo da oferta de um hidrossistema será a oferta local, sendo desconsiderada a disponibilidade oriunda da importação de água através de transposições de bacia. A incorporação das águas da transposição produziria efeito adverso na estimativa do K_{FDE}.

A oferta hídrica atual considera a disponibilidade superficial separadamente da disponibilidade subterrânea. Sendo implementado primeiramente o Fator de Disponibilidade Efetiva para às águas superficiais. Ela para os mananciais superficiais é definida como 90% da vazão regularizada com 90% de garantia dos reservatórios em operação.

O Fator da Disponibilidade Hídrica (K_{FDE}) é uma função crescente contínua ou em patamares da escassez hídrica relativa (D_{atual}/O_{atual}). Observa-se na Figura 3 que variação não linear com derivada crescente pode ser mais interessante que variações lineares, isto porque pune com elevações de preços maiores crescimento da demanda próxima a valores de D/O igual a 1,0. Desta forma utilizar-se-á variações não lineares.

Opta-se, no entanto, por funções em patamares devido ao inconveniente de funções contínuas requererem variação contínua no valor de K_{FDE} e que imporia um nível de precisão maior na estimativa da oferta e demanda incompatíveis com as possibilidades práticas. A Figura 4 apresenta a variação em patamares. A função utilizada na figura é um bi quadrática que pode ser descrita pelas Equações 9 a 12.

Figura 3 - Variação do Fator da Disponibilidade Hídrica (KFDE) com a escassez relativa (D/O). Variação linear (azul) e variação não linear (laranja)



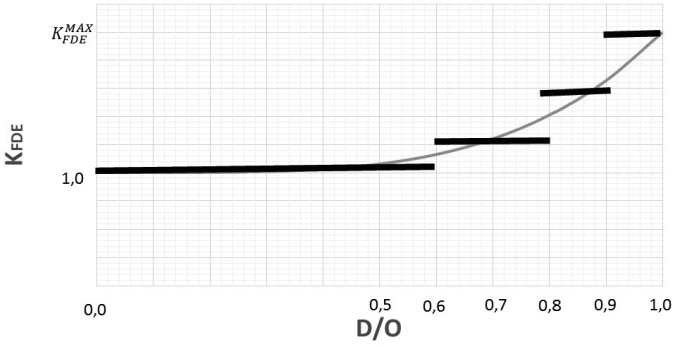
$$0{,}0 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0{,}6 \rightarrow \ K_{FDE} = 1 \tag{9}$$

$$0{,}6 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0{,}8 \rightarrow \ K_{FDE} = 1 + \frac{1}{5}(K_{FDE}^{MAX} - 1) \tag{10}$$

$$0{,}8 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0{,}9 \rightarrow \ K_{FDE} = 1 + \frac{3}{5}(K_{FDE}^{MAX} - 1) \tag{11}$$

$$0{,}8 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} \rightarrow \ K_{FDE} = K_{FDE}^{MAX} \tag{12}$$

Figura 4 - Variação do Fator da Disponibilidade Hídrica (KFDE) em patamares seguindo uma função não linear.



O valor do Fator da Disponibilidade Hídrica Máximo (K_{FDE}^{MAX}) pode ter como primeira aproximação o intervalo de variação entre 1,3 e 1,5, ou seja, um aumento de 30% a 50% no preço da água em bacias que já estejam com a demanda instalada próximas a disponibilidade máxima atual. Observou-se que usuários históricos vulneráveis social e economicamente, não poderiam ser penalizados com aumento de preço devido ao aumento da demanda instalada na bacia. A Equação 13 modifica o valor K_{FDE} para incorporar este parâmetro de equidade. Nesta equação δ_i é o delta de Dirac que tem valor igual a 1 para usuários não vulneráveis e valor igual a zero para usuários vulneráveis.

$$K_{FDE} = 1 + \delta i \, (K_{FDE} - 1) \tag{13}$$

A situação da disponibilidade hídrica quanto a escassez relativa da água pode ser definida em quatro classes: (i) satisfatória; (ii) normal; (iii) crítica; (iv) muito crítica.

A situação satisfatória permite expansão da demanda permitindo-se todos os usos. Na situação normal a expansão deve ser moderadamente controlada observando-se de forma mais atenta a relevância social do uso. Na situação crítica sinais de restrições mais severos devem ser dados. Na situação muito crítica apenas usos de grande relevância social e econômica poderão gerar novas demandas.

Os limiares da escassez hídrica relativa medida pela razão entre oferta e demanda que definem estas classes, foram definidas *ad hoc* neste trabalho como sendo 60%, 80% e 90%.

5.4. COEFICIENTE QUE ADAPTA A COBRANÇA À EFICIÊNCIA DE USO

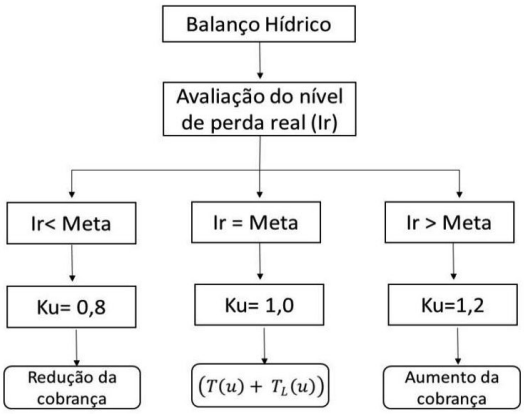
Uma política de recursos hídricos é capaz de influenciar o comportamento dos usuários em relação ao uso eficiente da água, utilizando diferentes instrumentos como a cobrança, o racionamento e incentivos econômicos. Assim, esta proposta expõe uma um coeficiente técnico que possa incorporar a eficiência de uso no cálculo da cobrança.

O coeficiente de eficiência no setor de abastecimento urbano está relacionado com a redução das perdas. Essas perdas podem ser reais e aparentes, conforme explicitado na seção anterior. As perdas aparentes estão relacionadas com o uso social. Desta forma, o aumento da eficiência estará associado apenas, a redução da perda real. Esse coeficiente será inserido para o setor de abastecimento urbano por meio de um ônus e um bônus. O primeiro será um acréscimo no valor da cobrança quando a concessionária de abastecimento não alcançar a meta de perda real. O segundo será incorporado no modelo como uma redução no valor da cobrança sempre que a concessionária superar a meta.

Deste modo, o setor de abastecimento urbano terá quando atingir a meta de redução de perda real e variará acima (aumentando o valor da cobrança) quando a concessionária não atingir a meta ou abaixo (reduzindo o valor da cobrança) quando a meta for superada (Figura 5). Para avaliar as perdas reais sugere-se que as concessionárias de abastecimento executem o balanço hídrico proposto pela International Water Association (IWA).

No caso dos setores de indústria e aquicultura será considerado usuários eficientes aqueles que utilizarem práticas conservativas da água, já descritas na seção anterior. Nesse sentido, o usuário eficiente em relação ao uso da água pagará o valor padrão, isto é, Ku=1,0 e o usuário não eficiente terá um acréscimo no valor da cobrança (Figura 6 e 7). Ressalta-se a necessidade de avaliação cuidadosa dos processos e atividades desenvolvidas em cada unidade industrial e aquícola a fim de comprovar a utilização dessas práticas com determinada periodicidade.

Figura 5 - Coeficientes associado a eficiência do setor de abastecimento urbano e seu impacto sobre a cobrança.



Para o setor de irrigação será utilizado a eficiência de irrigação em relação a performance dos sistemas de irrigação. Em geral, pode-se adotar os valores de eficiência de irrigação expostos na Tabela 2. Os métodos de irrigação por superfície proporcionam uma baixa eficiência do uso da água enquanto que, a irrigação localizada tem os melhores desempenhos de eficiência.

Para as faixas de eficiência apresentadas na Tabela 2 será considerado o Ku= 1,00, isto é, aplica-se a cobrança padrão ao usuário. Para valores superiores a essas faixas tem-se um acréscimo do Ku e, o consequente aumento da cobrança.

Figura 6 - Coeficientes associado a eficiência do setor industrial e seu impacto sobre a cobrança.

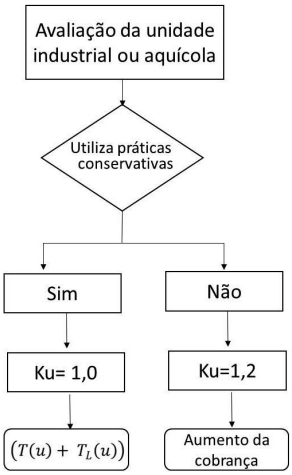


Figura 7- Coeficientes associado a eficiência do setor aquícola e seu impacto sobre a cobrança.

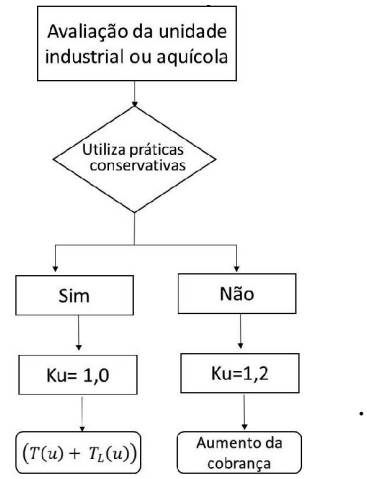


Tabela 2 - Eficiência dos métodos de irrigação por superfície, aspersão e localizada.

Forma de Irrigação	**Eficiência (%)**
Inundação	30 – 50
Sulcos de infiltração	40 – 60
Aspersão	75 – 85
Localizada	80 – 95

Fonte: FEHIDRO (1999).

A variação dos valores de Ku para a irrigação por inundação, sulcos, aspersão e localizada estão expostos nas Tabelas 3 e 4, respectivamente. Ressalta-se que para a inserção desse parâmetro na cobrança é necessária uma avaliação periódica da eficiência nos sistemas produtivos.

Tabela 3.5 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por inundação.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	Ku	Impacto na Cobrança
0 E < 15	1,40	Acréscimo
15 E < 30	1,20	Acréscimo
30 50	1,00	-
50 E 75	0,80	Redução
75 100	0,60	Redução

Tabela 3.6 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por sulcos.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	Ku	Impacto na Cobrança
0 E < 20	1,40	Acréscimo
20 E < 40	1,20	Acréscimo
40 60	1,00	-
60 E 80	0,80	Redução
80 100	0,60	Redução

Tabela 3.7 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por aspersão.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	Ku	Impacto na Cobrança
0 E < 30	1,60	Acréscimo
30 E < 50	1,40	Acréscimo
50 E < 75	1,20	Acréscimo
75 85	1,00	-
85 E 95	0,80	Redução
95 E 100	0,60	Redução

Tabela 3.8 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação localizada.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	Ku	Impacto na Cobrança
0 E < 30	1,60	Acréscimo
30 E < 50	1,40	Acréscimo
50 E < 75	1,20	Acréscimo
80 95	1,00	-
95 E 100	0,80	Redução

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo tratou da revisão da fórmula da cobrança com vistas a possibilidade de inclusão de alguns parâmetros como a qualidade, a disponibilidade efetiva, a eficiência de uso e o volume outorgado de água como coeficientes integrantes da equação. O modelo proposto possui três tarifas e dois coeficientes: (i) tarifa devida em função do volume consumido; (ii) tarifa de água imposta sobre a qualidade de água; (iii) tarifa de outorga de direito pelo uso da água; (iv) coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso; e (v) coeficiente do fator de disponibilidade efetiva.

Observou-se na definição do modelo uma dificuldade associada à qualidade da água: (i) cursos de água controlados por reservatórios plurianuais; (ii) alta taxa de evaporação dos lagos que impõe aumento da concentração de constituintes conservativos como fósforo e sais; (iii) grande variabilidade climática interanual que impõe prolongados períodos secos. Estes fatores impõem uma grande variabilidade do padrão de qualidade da água entre os períodos em que o reservatório se encontra com níveis mais elevados e os períodos de menor volume. Estando associado aos períodos secos a pior qualidade da água.

Vale ressaltar que um monitoramento da qualidade da água precisa ser realizado ao longo dos rios e nos reservatórios para que a cobrança possa ser executada. Neste sentido faz-se necessário a implantação de um monitoramento multiobjectivo em que cobrem vários usos da água e fornecem dados para mais de um programa de avaliação da qualidade de água, tal como abastecimento humano, aquicultura e agricultura, os quais envolvem um amplo conjunto de variáveis de estado descritivas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUÁ (ANA). *Agência de água e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba: Relatório 10*. In: Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Paranaíba, COBRAPE/ANA, 111p. 2013a.

_____. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013. Brasília: ANA, 432p. 2013b.

_____. Comitê de Bacias Hidrográficas Estaduais. Brasília: ANA, Informativo, 2015.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A; SCHNEIDER, V. E. *Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica.* Desenvolv. Meio Ambiente, v. 33, p. 33-49, abr. 2015.

LEMOS, WICTOR D. *Previsão climática sazonal do regime térmico e hidrodinâmico de reservatório*. 2015. 165f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, 2015.

MAGALHÃES FILHO, LUIZ NORBERTO LACERDA. *Estudo de viabilidade para implantação de cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Formoso – TO.* 2013. 84f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, 2013.

SANTIN, J. R.; GOELLNER, E. *A Gestão dos Recursos Hídricos e a Cobrança pelo seu Uso*. Sequência, n. 67, p. 199-221, 2013.

PROPOSIÇÃO DE UM SISTEMA DE COBRANÇA EM FUNÇÃO DA GARANTIA DE USO

Samiria Maria de Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Em ambiente de múltiplos usos, o bom conhecimento das necessidades dos diversos usuários e das disponibilidades hídricas é fundamental para uma boa gestão. Entretanto, as incertezas hidrológicas, as variações das demandas e o grande número de variáveis representativas dos processos físicos, químicos e biológicos, conferem elevado nível de complexidade à análise dos sistemas de recursos hídricos (CARVALHO, 2008).

A tomada de decisão é um processo não sistemático, uma vez que tipicamente se baseia em experiência pessoal sem o uso de modelos explícitos (RUS et al., 2002). Desta forma, a alocação de água passa a ser um grande desafio para os gestores.

No estado do Ceará, este processo se configura sob duas formas, são elas: a alocação de curto prazo e a alocação de longo prazo, realizada por meio da outorga de direito de uso.

A outorga de direito de uso não é um instrumento de fácil implantação e administração. Sua complexidade advém, de um lado, da própria natureza dos recursos hídricos e do ambiente de incerteza na qual ela está inserida (AZEVEDO, 2003). Nesse contexto, o uso de alternativas que permitam ao órgão gestor uma maior flexibilidade na análise da alocação de água e dos impactos de um eventual racionamento ou déficit faz-se necessário.

O modelo cearense também possui instrumento de incentivo econômico, a cobrança. Contudo, a alocação negociada, a outorga de uso e a cobrança não estão potencialmente articulados. Desta forma, este capítulo descreve sobre uma alternativa de ajuste no processo de alocação de água denotada de sistema de cobrança em função da garantia de uso. Na descrição foram expostas as vantagens da adoção da nova metodologia em comparação com o modelo atual e apresentados cenários de aplicação. Além disso, foram descritos os ajustes necessários ao arcabouço legal para implantação da proposta e uma minuta do texto para revisão legal.

2. DIAGNÓSTICO DO SISTEMA ATUAL

O modelo de gestão utilizado no Ceará tem potencialmente elementos associados a mecanismos de decisão política participativa (alocação negociada e planejamento de recursos hídricos) e discricionária (outorga), incentivos econô-

micos (cobrança) e aparelho coercitivo. Estes elementos existem potencialmente, mas não estão articulados.

A outorga (mecanismo de alocação de longo prazo) visa assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso. A instituição que possui a atribuição de outorgar o direito de uso é a Secretaria de Recursos Hídricos. O seu pedido passa por três fases de avaliação: técnica, de empreendimento e jurídica. Além disso, o volume máximo outorgado consiste em noventa por cento da vazão com 90% de garantia (Q90).

Atualmente, a regra de operação do cálculo das garantias de longo prazo não é a regra de operação utilizada para o cálculo das disponibilidades hídricas de curto prazo. Isto impõe uma discrepância entre as garantias outorgadas e as garantias efetivas dos sistemas hídricos. Desta forma, avalia-se que os usuários de água não têm direito adquirido mesmo lhes sendo concedido a outorga. Além disso, a lei não especifica se esta garantia é de frequência de falha anual, mensal ou é a garantia volumétrica (razão entre volume ofertado e volume demandado).

Os usuários que possuem direito de uso da água estão submetidos à cobrança de uso da água. O modelo de cobrança utilizado no Ceará foi descrito no Relatório 06 – Qualidade de Água. Ele é o tipo monomial com a tarifa em função do volume de consumo.

O atual sistema cobra um preço médio anual que não se modifica com a disponibilidade hídrica. Desta forma, em períodos de escassez, quando os custos operacionais e de financiamento de infraestrutura são maiores, tem-se uma arrecadação menor.

Outrossim, cobra-se de quem tem outorga de uso, mas a alocação negociada garante acesso a água de acordo com o uso histórico.

O instrumento de outorga é caracterizado por muitos usuários como um entrave burocrático ou uma penalidade, em virtude da percepção da água como um bem livre. Este é um dos entraves da efetivação deste instrumento por parte do Estado e requer uma maior fiscalização das retiradas de água e do cumprimento das regras estabelecidas no acordo entre usuário e instituição de gestão.

Legalmente, a outorga deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado. Porém, a implementação do enquadramento[42] ainda não foi executada. Brites (2010) cita como limitação da aplicação deste instrumento: a falta de conhecimento, de ações de gestão e a dificuldade metodológica.

Assim, ressalta-se a importância de os órgãos outorgantes serem cautelosos no deferimento dos pedidos encaminhados por usuários específicos, para não inviabilizar a qualidade ambiental do corpo de água e a disponibilidade hídrica

42 O enquadramento dos corpos d'água é o instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433 de 1997) que "visa assegurar ás águas qualidade compatível com os usos mais exigentes q qual forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição".

para os diversos usos.

Avalia-se que o modelo de alocação do estado do Ceará poderia sofrer alguns ajustes com vistas a:

- Incorporar mecanismo que permita alocação de água economicamente eficiente (os usuários de maior valor econômico) e equitativa;
- Permitir a associação da outorga e da cobrança e entre a alocação de longo prazo e curto prazo;
- Incorporação de mecanismo que reduza as perdas sociais e viabilize financeiramente a operação do sistema com vistas a variabilidade climática.

Deste modo, nesse capítulo é exposto uma alternativa de ajuste do processo de alocação. Esta alternativa trata da utilização de um sistema de cobrança em função de múltiplas garantias.

3. PROPOSTA

3.1. ESTRATÉGIA GERAL

No sistema de cobrança em função da garantia, a outorga teria que ser emitida com diferentes garantias de longo prazo, por exemplo, (G3=85%, G2=90% e G1=95%), sendo essas garantias definidas na Lei Estadual.

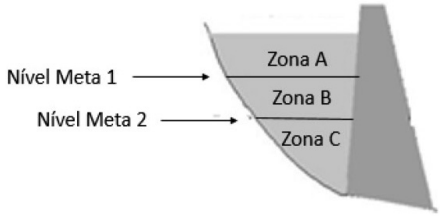
As garantias diferenciadas estariam associadas à prioridades em anos secos, P3< P2 < P1. Os usuários pagariam preços (Pr) diferentes e crescentes com o acréscimo das prioridades Pr3< Pr2 < Pr1. Assim, um volume alocável de longo prazo teria que ser definido para cada bacia e subsistema. Aqui haveria uma associação direta entre direito de uso, definido pela outorga, e a cobrança pelo uso da água. Os usuários revelariam, ao escolherem a prioridade e o preço que desejam, a sua disposição a pagar pela água, sendo esta uma inferência do preço de escassez em períodos secos.

3.2 METODOLOGIA DE IMPLEMENTAÇÃO

- *3.2.1.Design do Sistema*

A implantação do sistema proposto requer a adoção de uma política de operação de reservatórios baseada no zoneamento, no qual a alocação de água já estaria definida para cada uma das zonas. O zoneamento seria realizado com base na construção de níveis metas (**Figura 1**).

Figura 1 - Ilustração do zoneamento do reservatório



Considerando um reservatório com três zonas A, B e C (**Figura 1**) e três garantias de uso tem-se a seguinte estrutura:

Zona C – está associada a maior garantia de uso (G1) consequente ao maior preço e maior prioridade;

Zona B – o volume disponível é alocado para os usuários que possuem as duas maiores garantias (G1 e G2);

Zona A - o volume disponível seria alocado para todos os usuários.

Nesta estrutura, as garantias, os preços e as prioridades se relacionam conforme o Quadro 1 considerando a seguinte ordenação:

Quadro 1 - Associação entre as garantias de uso, preço da água e prioridade de uso.

Volume alocável	Garantias	Preço	Prioridade de uso
R_{T1}	G1	Pr1	P1
R_{T2}	G2	Pr2	P2
R_{T3}	G3	Pr3	P3

A definição dessa estrutura deve ser realizada no Plano Operacional de Seca do hidrossistema. Segundo Souza Filho *et al* (2016), este plano tem como objetivo definir a regra de operação do sistema em situação de diferentes estados de seca (diferentes severidades) e as regras de alocação de ação associadas a estes níveis.

Segundo os mesmos autores, o planejamento operacional de seca contempla, basicamente, seis grandes classes de atividades:

- Análise do quadro jurídico e institucional: (i) a identificação das partes interessadas e instituições avaliando as responsabilidades e interesses; (ii) análise das ferramentas atuais de gestão: sistema de direitos de água, processo de alocação de água, operação do sistema;
- Nível de tolerância de risco e o número de estados de seca;
- Definição dos limiares dos estados de seca: esses limiares podem ser definidos por índices de seca conforme descritos no Relatório de Seguro Agrícola;

- Desenvolvimento de Modelos de Simulação e otimização para análise das ações de seca;
- Tomada de decisão: (i) definição dos gatilhos (níveis metas do reservatório); (ii) definição da restrição de uso (oferta de água) para cada estágio de seca.
- Definir as diferentes alternativas de alocação de água para cada estágio da seca e identificação de mananciais alternativos.

No processo de construção do plano de seca, os comitês de Bacia definiriam as garantias para cada uma das zonas do reservatório, isto é, o risco tolerável. Com isso, seria definido o volume alocável. Este volume estaria associado aos usos atuais e aos usos previstos da bacia propiciando uma associação entre a alocação de longo prazo e o processo de participação pública.

A garantia de uso é conceituada neste modelo em função da frequência de falhas em cada zona do reservatório (Equação 1). A frequência de falhas na zona (FF_z) é definida como a frequência do tempo de simulação em que o reservatório permaneceu num nível inferior ao nível observado (Equação 2).

$$G = 1 - FF_z \quad (1)$$

$$FF_z = \frac{\sum f}{n} \quad (2)$$

Onde,

n é o período de tempo da simulação (t=1,2,3...n);

$$f = \begin{cases} 1, \text{e o nível meta 't + 1' for inferior ao nível no tempo 't'} \\ 0, \textit{caso contrário} \end{cases}$$

A definição dos níveis metas baseia-se na construção de uma curva que pode ser calculada conforme a metodologia apresentada por CID (2014):

(i) O primeiro nível meta é construído, inicialmente, a partir de uma curva de disponibilidade tomando como ponto inicial um volume V1 do reservatório no mês de janeiro. Utiliza-se a equação do balanço hídrico com vazão afluente zero, transferência mensal zero e retirada mensal desejada para o cálculo da acumulação dos onze meses subsequentes. Esta curva indica o limite inferior de acumulação do reservatório partindo do ponto inicial V1.

(ii) uma segunda curva é construída tomando-se como o volume do décimo segundo mês o mesmo valor V1. Utiliza-se a equação do balanço para o cálculo dos onze meses anteriores, novamente desconsiderando as afluências e as transferências dos reservatórios. Essa segunda curva indica o limite superior da curva meta e tem por objetivo reduzir a transição busca entre os estados de secas.

(iii) partindo novamente do ponto V1, uma terceira curva é construída utilizando a equação do balanço de massa com o volume afluente igual ao volume correspondente de um determinado quantil da série histórica de vazões. Neste trabalho, o valor da afluência mensal é igual ao da mediana da série histórica de vazões. Assim, construiu-se uma matriz de probabilidade de não excedência, e selecionou-se o ano correspondente a mediana das vazões da série histórica. Tomou-se o valor de vazões afluentes deste ano correspondente. Aplicou-se a equação do balanço hídrico com retirada mensal igual ao da curva 1.

(iv) a definição do nível meta (VMeta) se dará pela utilização dos valores correspondentes, mês a mês, pelo máximo entre a curva 1 (C1) e curva 3 (C3), e o mínimo entre esse resultado (CR) e a curva 2 (C2).

CR= máximo (C1, C3)

VMeta = mínimo (CR, C2)

(v) na sequência, são construídos os outros níveis metas inferiores, repetindo-se o procedimento adotado em (i) a (iv), e modificando os valores do ponto inicial.

Podem ser utilizados modelos de otimização para encontrar os níveis metas ótimos do reservatório conforme a garantia de uso.

- ***3.2.2. Alocação de água***

Cada zona do reservatório teria um volume alocável predefinido. Esse seria o valor da retirada total (R_T) a ser rateado entre os diversos usos. Parte dessa retirada seria ofertada pela Secretária de Recursos Hídricos por meio de chamadas públicas.

O abastecimento humano se manteria como uso prioritário, desta forma, haveria uma chamada especial apenas para esse setor.

No intuito de obter uma alocação justa, define-se a garantia máxima para usuários que possuam área produtiva agrícola máxima de 3ha por unidade de usuário. Esse valor caracterizará o pequeno agricultor que não está inserido em um perímetro irrigado.

O pequeno agricultor e o setor de abastecimento humano não participarão do sistema de cobrança em função da prioridade, tendo sua demanda atendida em todas as zonas do reservatório.

Assim, a retirada total (R_T) para cada zona é dada por:

$R_T = Q_{AH} + Q_{G100} + Q_L$

Em que,

Q_{AH} – Vazão alocada para o abastecimento humano;

Q_{G100} – Vazão associada à garantia máxima usada para a manutenção do pequeno agicultor;

Q_L – Vazão alocável entre os usuários do sistema exceto o abastecimento humano e os usuários que possuem garantia máxima. Este é o volume a ser ofertado nas chamadas públicas com diferentes níveis de preço e prioridade e será denotado como vazão líquida.

Neste processo de alocação saber-se-ia, automaticamente, em função do sistema de prioridades definidos na outorga, quais usuários teriam direito a água e quais não teriam. Esta lista seria publicada pela Secretaria de Recursos Hídricos no Diário Oficial do Estado sendo que os usuários que tiverem suas garantias nominais efetivamente reduzidas, receberiam uma compensação financeira.

- ***3.3.3. Ajuste nos demais instrumentos de gestão***

Planos operacionais de seca dos hidrossistemas devem ser estabelecidos na Lei Estadual de Recursos Hídricos para a efetivação do modelo descrito. Esses planos devem ter conteúdos similares, diferenciando-se apenas em relação às características específicas de cada uma dessas regiões. A Disponibilidade Hídrica de longo prazo (volume alocável) deverá ser definida nesse plano e aprovada pelo Comitê de Bacia.

O valor total cobrado deve custear os serviços de OAM, e o excedente de arrecadação obtido em anos úmidos seria destinado a um fundo de regularização, que pode ser usado para custear a compensação financeira e o aumento dos custos operacionais em período de escassez.

Esse valor passará a variar, também, em função da disponibilidade hídrica. Considerando a **Figura 1**, o modelo padrão, isto é, o modelo aplicado na zona em que a água é alocada para todos os usuários (Zona A) será:

$$\text{Cobrança} = (T(u) + (T_L(u)) \times K_u \times K_{FDE}$$

Onde:

$T(u)$ - tarifa do usuário u em função do volume consumido;

$T_L(u)$ – Corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água. Esta possui duas parcelas: a primeira referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos e a segunda, referente à cobrança associada à qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários;

K_u é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso;

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva.

Conforme a escassez torna-se mais severa, tem-se a inserção de uma tarifa equivalente a demanda da outorga:

$$\text{Cobrança} = (T(u) + T_L(u) + T_G(u)) \times K_u \times K_{FDE}$$

Em que $T_G(u)$ é a tarifa referente a demanda outorgada das Zonas B e C.

Maiores garantias estão associadas a maiores preços, desse modo, a tarifa associada à Zona C é maior que a tarifa da Zona B.

$T_G(u)$ é do tipo preço público e todos os usuários que tiverem disposição a pagar realizam seus pedidos de outorga ao poder público que ratearia a vazão líquida entre estes usuários. Esse valor deve ser definido pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos e regulamentado por meio de decreto.

O pagamento da cobrança deverá ser um dos critérios para a manutenção da outorga de uso. Esta passa a ser emitida com múltiplas garantias.

Nenhum usuário pode captar água sem outorga. Para isso, faz-se necessário a operacionalização de um sistema de coerção que garanta a efetividade do direito de uso por intermédio do poder de polícia do Estado para a identificação do infrator (fiscalização) e punição do mesmo (regras claras de multa e pagamento de danos).

4.VANTAGENS E DESVANTAGENS DA METODOLOGIA

Observam-se algumas vantagens da metodologia:

- Propicia a associação direta entre o direito de uso definido pela outorga e a cobrança pelo uso da água, bem como entre a alocação de longo e curto prazo;
- Define uma regra de alocação para anos secos, reduzindo os conflitos de uso que se acirram nesses anos;
- Garante eficiência econômica por meio do sistema de preços diferenciados;
- Mantém a legitimidade e sustentabilidade política pela participação dos usuários na definição das garantias e na Junta de Vigilância;
- Assegura equidade por meio da definição da garantia máxima para a agricultura de subsistência e com a compensação financeira;
- Tem sustentabilidade financeira por meio da manutenção do excedente de arrecadação de anos úmidos no fundo de regularização;
- Tem uma boa capacidade de adaptação ao associar mecanismos de construção de consenso e incentivos financeiros no processo de tomada de decisão;
- Proporciona previsibilidade dos resultados de forma a permitir maior robustez (estabilidade/capacidade de adaptação).

Pode-se dizer que o sistema levaria a desestruturação do atual modelo alocação negociada e que o sistema de gestão perderia legitimidade social.

5. AJUSTES NA LEI

Para a implantação do sistema de cobrança em função de múltiplas garantias sugere-se os seguintes ajustes na legislação:

Art. 3º A Política Estadual de Recursos Hídricos atenderá aos seguintes princípios:

I. (...)

II. (...)

III. (...)

IV. (...)

V. (...)

VI. (...)

VII. (...)

VIII. o uso prioritário dos recursos hídricos, em situações de escassez, é estabelecido conforme a garantia de uso.

IX. (...)

X. (...)

Art. 6º (...)

§ 1º A outorga de direito de uso de recursos hídricos tem por objetivo efetuar o controle do uso e assegurar o direito de acesso à água, condicionada às garantias de uso estabelecidas nos Planos de Bacias Hidrográficas.

§ A outorga de direito de uso de recursos hídricos será expedida com maior garantia para o consumo humano.

§ 2º (...)

§ 3º (...)

Art. 11. A outorga de direito de uso de recursos hídricos poderá ser suspensa pela Secretaria dos Recursos Hídricos, de forma total ou parcial, em definitivo ou por prazo determinado, sem qualquer direito de indenização ao usuário, nas seguintes circunstâncias:

I. (...)

II. (...)

III. ~~necessidade premente de água para atender a situações de calamidade, inclusive as decorrentes de condições climáticas adversas~~;

IV. (...)

V. (...)

VI. (...)

VII. (...)

VIII. (...)

Art. 16. Será cobrado o uso dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos, segundo as peculiaridades das Bacias Hidrográficas, na forma como vier a ser estabelecido pelo CONERH, por meio de Resolução, a qual será enviada ao Governador do Estado do Ceará, que fixará o valor das tarifas por Decreto, obedecidos os seguintes critérios:

I. (...)

II. (...)

III. a cobrança pela utilização dos recursos hídricos considerará a garantia de uso estabelecida no instrumento de outorga sendo o maior preço associado a maiores garantias exceto para a agricultura de subsistência com área produtiva máxima de 5 ha.

§ Único – O excedente da cobrança obtido em anos úmidos será direcionado ao fundo de regularização visando o pagamento de indenizações aos usuários e o custeio das despesas operacionais em períodos de escassez hídrica.

Seção IV

Dos Planos de Recursos Hídricos

Subseção I (...)

Subseção II - Dos Planos de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas

Art. 20. (...).

§ 1º (...)

§ 2º (...)

§ 3º Os planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas serão compostos pelos planos operacionais de seca e plano de segurança hídrica.

Art. O Plano Operacional de Seca em Hidrossistema visa estabelecer a regra de operação do sistema nos anos normais e secos tendo o seguinte conteúdo mínimo:

I. Zoneamento do reservatório em diferentes estados de seca sendo estabelecido no máximo cinco estados: sem seca relativa, seca moderada, seca severa, seca extrema e seca excepcional;

II. Definição dos limiares e gatilhos dos estados de seca;

III. Definição dos níveis toleráveis de risco do sistema com a determinação dos níveis de racionamento em cada zona do reservatório por meio dos Comitês de Bacia e da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos;

IV. Obtenção das garantias de uso para cada um dos estados de seca.

Art. O Plano Operacional de Seca em Cidades visa definir como gerenciar a oferta alocada para o centro urbano durante a seca tendo o seguinte conteúdo mínimo:

I. Identificação de novos mananciais para oferta hídrica;

II. Ações de gestão da demanda com vistas a racionalização do uso da água;

III. Estabelecimento de medidas para a gestão integrada de águas urbanas.

Art. O Plano de Segurança Hídrica em bacias hidrográficas visa minimizar as vulnerabilidades na gestão de recursos hídricos através da implementação de medidas estruturais e não-estruturais tendo o seguinte conteúdo mínimo:

I. Construção de cenários futuros de usos da água e clima com vistas a condicionar a avaliação dos sistemas;

II. Identificação e hierarquização das vulnerabilidades dos sistemas de abastecimento de água em relação a quantidade e qualidade;

III. Definição de estratégias de mitigação das vulnerabilidades e gestão de riscos com vista a promoção da segurança hídrica;

IV. Programação de ações estruturais e não estruturais.

Art. 46. Compete aos Comitês de Bacias Hidrográficas:

I. (...);

II. Propor a elaboração e aprovar os Planos de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica;

III. (...);

IV. (...);

V. Acompanhar a implementação dos planos de recursos hídricos da bacia hidrográfica e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas;

VI. (...);

VII. (...);

VIII. (...);

IX. (...);

X. (...);

XI. (...)

XII. Fiscalizar a captação de água pelos usuários e identificar infratores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARVALHO, M. A. de.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; SCHARDONG, A.; Porto, R. L. L. Sistema de suporte à decisão para a alocação de água em projetos de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 10 – 17, 2009.

CASTELLO, J. P. Gestão sustentável dos resursos pesqueiros, isto é relamente possível?. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2 (1), p.47-52, 2002.

JOHANSSON, R. C; TSUR, Y; ROE, T. L; DOUKKALI, R; DINAR, A. Pricing irrigation water: a review of theory and practice. **Journal of Water Policy**, n. 4. 2002.

JOST, J. T.; KAY, A. C. **Social justice: History, theory, and research**. In: Handbook of social psychology, 5ed,. v.2. Fiske, S. T.; Gilbert, D. and Lindzey, G. (Eds), pp. 1122-1165. Hoboken, NJ: Wiley. 2010.

LAYRARGUES, P. P. Do ecodesenvolvimento ao desenvolvimento sustentável: Evolução de um conceito?. **Proposta**, v.25, n.71, p.5-10, 1997.

ROA-GÁRCIA, M. C. Equity, efficiency and sustainability in water allocation in the Andes: Trade-offs in a full world. **Water Alternatives**, v. 7, n.2, p. 298-319, 2014.

ROBERTSON, A. W. et al. Climate risk management for water in semi–arid regions. **Earth Perspectives,** p. 1-12, 2014.

ROCHA, M. D.; CASTRO, B. J. D. Avaliação de projetos de investimento em sistemas de abastecimento de água: o caso de Anápolis, Góiais. In: VIII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, **Anais…**, Cuiabá, p. 2-13, 2009.

RUS, I.; BIFFL, S.; HALLING, M. **Systematically Combining Process Simulation and Empirical Data in Support of Decision Analysis in Software Development**. In: *Proceeding of the SEKE'02*, pp. 827-833, Itália, 2002.

SALAS, J. D; HALL, W. A.; SMITH, R. A. Disaggregation and aggregation of water system. In: Operation of complex water systems, Erice, Italy, 399p. 1981.

SOUZA FILHO, F. A. **Alocação de Água Sazonal e Anual: Modelos Matemáticos, Experimentação Comportamental e Justiça Alocativa**. 2005. 439 f. Tese (Doutorado), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, 2005.

UFC/COGERH. **Relatório dos Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Convênio UFC/COGERH/FCPC, Fortaleza, 24p. 2013.

WORLD BANK. **Water Resources Management**. In: A World Bank Policy Paper. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, Washington, D.C., 141p. 1993.

ANÁLISE INSUMO-PRODUTO REGIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS PARA O ESTADO DO CEARÁ

Rogério Barbosa Soares
Samiria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho
Witalo de Lima Paiva

1. INTRODUÇÃO

A pressão sobre os recursos hídricos vem crescendo em todo o mundo à medida que a demanda por recursos hídricos aumenta e a concorrência entre os setores econômicos que utilizam a água se intensifica, associado a estes fatores, o problema de escassez de água se torna evidente, principalmente em regiões áridas e semiáridas onde a ocorrência de secas são frequentes e provocam desabastecimento e consequentemente geram disputa entre os múltiplos usos associados a agricultura, indústria, consumo urbano e residencial (KAHIL et al, 2015).

Estudos desenvolvidos pela FAO (2012) e por LONG e PIJANOWSKI (2017) mostram que a demanda por recursos hídricos vem assumindo uma tendência de crescimento, onde as extrações globais de água aumentaram mais de seis vezes no século passado, ou seja, mais do que o dobro da taxa de crescimento da população humana. E que esta demanda crescente vem se somando ao fato de que cerca de 35% da população mundial vive em regiões com escassez severa de água e 65% dos fluxos globais dos rios e dos ecossistemas aquáticos estão sob ameaças de degradação moderadas a altas, principalmente, em regiões semiáridas onde a variabilidade climática afeta grandemente a oferta de água tanto no espaço como no tempo.

Algumas dessas questões foram abordadas por mais de três décadas por economistas que estudaram e analisaram as relações entre a economia e o meio ambiente, mais especificamente, as relações e inter-relações entre a estrutura de produção e o consumo de água (BOUHIA, 2001; PIJANOWSKI, 2017; DISTEFANO et al, 2018).

Analisar as inter-relações entre a estrutura de produção e o consumo de água é uma abordagem que visa atenuar a escassez deste recurso e reduzir os custos operacionais, de suprimento, de produção e ambientais ligados à escassez hídrica, cuja uma de suas feições é expressa por sua exaustão, acarretando externalidades socioeconômicas negativas como: degradação ambiental, pobreza, competição e conflitos entre usuários de água (Ramos et al., 2008; Rêgo, 2008).

Neste sentido, a literatura aponta o uso das seguintes metodologias que tratam sobre as relações entre o planejamento econômico e a alocação da água entre os setores de produção: Método do Equilíbrio Parcial e Equilíbrio Geral - Matriz Insumo-Produto (MIP) e Modelo de Otimização e Simulação Estocástica

(BOUHIA, 2001; DISTEFANO et al, 2018).

Segundo DISTEFANO et al (2018), o uso da Matriz Insumo-Produto permite identificar e quantificar o uso direto e indireto da água em toda a cadeia de suprimentos, além de expressam o valor monetário do uso da água na produção de bens e serviços e nas transações econômicas que ocorrem em todos os setores de uma economia, abordando também suas interdependências setoriais no sistema econômico. Já as metodologias de Otimização e Simulação Estocástica têm como objetivo principal quantificar e qualificar a topologia do uso e das trocas de recursos hídricos na estrutura econômica de uma região e os fluxos e relações entre a disponibilidade de água e suas demandas pelos diversos usos principalmente pelas atividades econômicas (BOUHIA, 2001; DISTEFANO et al, 2018).

Desta forma, o objetivo deste estudo foi construir a matriz Insumo-produto de Recursos Hídricos com base na Matriz Insumo-produto do estado do Ceará de 2013 e mapear o consumo de água direto e indireto setorial e inter setorial.

2. METODOLOGIA

2.1. CONSTRUÇÃO DA MATRIZ INSUMO-PRODUTO DE RECURSOS HÍDRICOS REGIONAL – CEARÁ

A análise feita neste estudo utilizou a matriz de insumo-produto do Ceará obtida a partir da matriz de insumo-produto do Ceará, 2013, construída pelo Instituto de pesquisa e estratégia Econômica do Ceará - IPECE. A inexistência de dados primários conjugada às dificuldades técnicas e financeiras que envolvem a sua obtenção, foram os fatores relevantes na escolha deste procedimento.

A Matriz de Insumo Produto (MIP) é apontada pela literatura como uma das mais adequadas para a análise das relações Inter setoriais. O uso dessa ferramenta se justifica pelas características próprias dessas matrizes e pela escassez de estudos desta natureza no âmbito estadual, além da necessidade de estudar as recentes transformações na economia cearense. Sendo que a Matriz de Insumo Produto do Ceará (doravante denominada MIPR/CE) corresponde à aplicação do modelo de Leontief[43] a uma Tabela de Recursos e Usos para o Ceará (TRUR/CE), previamente construída.

A regionalização da matriz de insumo-produto do Ceará, consistiu em se estimar, por meio de técnicas específicas, uma matriz de Insumo-Produto (MIP) a, a partir de uma matriz estadual utilizando a técnica do quociente locacional por fornecer coeficientes compatíveis com o nível de especialização dos setores produtivos de cada região, pois estes comparam a participação de cada setor de em uma

43 Wassily Wassilyovitch Leontief (Munique,5 de agosto de 1905 — Nova York, 5 de fevereiro de 1999) de origem russa, em 1931 emigrou para os Estados Unidos, onde se naturalizou. Recebeu o Prémio de Ciências Económicas em Memória de Alfred Nobel de 1973, pelo desenvolvimento da matriz de insumo-produto (input-output), conhecida como a "matriz de Leontief", e a sua aplicação à economia.

determinada região com relação à sua participação no conjunto do Estado (LIMA et al, 2002; GUILHOTO et al, 2017).

O processo de construção da matriz de insumo-produto para o Ceará ocorreu basicamente em três etapas: construção da matriz de consumo intermediário, estimação da demanda final e regionalização da matriz de insumo-produto do Ceará, considerando 32 setores e 58 produtos (LIMA, 2004; MILLER & BLAIR, 2009).

A partir dessa matriz foram obtidos os multiplicadores setoriais para a análise de impacto em termos de consumo de água física e produtividade da água em termos de geração de emprego e renda. O desenvolvimento dessa matriz proporcionou a análise geral da estrutura produtiva cearense e a avaliação dos possíveis impactos econômicos gerados pela simulação choques tanto de oferta como de demanda hídrica sobre as atividades econômicas.

a) Modelo Insumo-Produto de análise dos fluxos, relações dos usos consuntivos e produtividade da água entre as principais atividades econômicas

O modelo proposto para a realização deste trabalho será o modelo tradicional de Leontief que irá incorporar o insumo água à matriz de insumo-produto do Ceará utilizado por LIMA (2004).

O processo de construção da matriz de insumo-produto de recursos hídricos para o Ceará ocorrerá basicamente em duas etapas: construção dos coeficientes técnicos de demanda hídrica das atividades econômicas ligadas aos setores da agropecuária, indústria e serviços, estimação da demanda por recursos hídricos final e estimativa do balanço hídrico para o estado do Ceará. Para a construção da matriz de insumo-produto de recursos hídricos para o Ceará serão considerados 32 setores e 58 produtos (LIMA, 2004; MILLER & BLAIR, 2009).

Quadro 1 – Modelo insumo-produto após a incorporação do insumo água.

	Consumo Intermediário			**Demanda Final**	**Produção Total**
	Setores consumidores				
	Setor 1	**Setor 2**	**Setor 3**		
Produto 1	Z11	Z12	Z13	Y1	Z1
Produto 2	Z21	Z22	Z23	Y2	Z2
Produto 3	Zn1	Z1n	Z33	Y3	Z3
Insumo Água	Dw1	Dw2	Dw3	Yw	D

Fonte: Adaptado de Miller & Blair (2009).

Conforme a teoria básica dos modelos de insumo-produto, a descrição matemática do quadro 1 será feita por meio das seguintes equações:

$$\begin{aligned} Z1 &= Z11 + Z12 + Z13 + Y1 \\ Z2 &= Z21 + Z22 + Z23 + Y2 \\ Z3 &= Z31 + Z32 + Z33 + Y3 \\ D &= Dw1 + Dw2 + Dw3 + Yw \end{aligned} \quad (1)$$

Onde:

Zi é o total de produção do setor i;

Zij é o fluxo monetário entre os setores i e j;

Yi é a demanda final do setor i;

D é o consumo total de água;

dwj é o consumo de água do setor j no seu processo produtivo;

Yw é a demanda de água por parte das famílias.

Fazendo-se:

$$\begin{aligned} a_{ij} &= \frac{z_{ij}}{z_j} \rightarrow \text{Zij} = \text{aij} + \text{Zj} \\ W_j &= \frac{D_{wj}}{z_j} \rightarrow \text{Dwj} = \text{Wj} + \text{Zj} \end{aligned} \quad (2)$$

Onde:

aij é o coeficiente técnico de insumo direto;

wj é o coeficiente técnico direto da água ou o quanto o setor j utiliza de água por unidade produzida.

Substituindo-se zij e dwj nas equações 1 tem-se:

$$\begin{aligned} Z1 &= a11Z1 + a12Z2 + a13Z3 + Y1 \\ Z2 &= a21Z1 + a22Z2 + a23Z3 + Y2 \\ Z3 &= a31Z1 + a32Z2 + a33Z3 + Y3 \\ D &= W1Z1 + W2Z2 + W3Z3 + Yw \end{aligned} \quad (3)$$

Ou, de forma abreviada:

$$\begin{aligned} \text{Zi} &= \sum_{j=1}^{3} a_{ij} z_j + \text{Yj} \\ \text{D} &= \sum_{j=1}^{3} w_j z_j + \text{Yw} \end{aligned} \quad (4)$$

O conjunto de equações acima pode ser escrito na forma matricial:

$$Z = AZ + Y = (I-A)^{-1}Y \quad (5)$$

$$D = WZ + Yw \quad (6)$$

Substituindo-se o valor de Z em 6, tem-se:

$$D = W(I-A)^{-1}Y + Yw \quad (7)$$

Onde:

Z é a matriz de consumo intermediário tradicional;

A é a matriz de coeficientes técnicos diretos dos insumos;

Y é o vetor de demanda final;

Yw é o vetor de demanda por água;

D é a matriz de consumo intermediário da água, na qual cada elemento;

Dwj especifica a quantidade de água usada na produção total do setor j;

W é a matriz de coeficientes técnicos diretos da água, na qual cada elemento

Wkj corresponde à quantidade de água necessária à produção de uma unidade monetária pelo setor j;

$W(I-A)^{-1}$ é a matriz de coeficientes técnicos diretos e indiretos da água ou matriz de requerimentos diretos e indiretos. Cada elemento desta matriz reflete o quanto o setor j necessita, direta e indiretamente, do insumo água, para satisfazer a uma demanda de uma unidade monetária.

A soma das suas linhas fornece o total de consumo da água por setor para atender às mudanças na sua demanda final, ou seja, o quanto cada setor irá requerer de água, de si próprio e dos demais setores da economia.

As relações apresentadas acima permitem entender a importância do uso de recurso (insumo) hídricos no processo produtivo de cada setor. Uma outra característica das matrizes apresentadas é o fornecimento de informações referentes à compreensão da proporção de recursos hídricos deverá ser ofertada no caso de uma expansão na atividade econômica do estado do Ceará.

b) Construção do vetor de consumo de água

A construção do vetor de consumo de água foi realizada com base na aplicação de coeficientes técnicos de consumo de água para cada produto elencado na Matriz Insumo-Produto do estado do Ceará para o não de 2013, de acordo com a tipologia de atividades econômicas discriminadas por setores econômicos pertencentes a agropecuária, indústria e serviços.

De acordo com Miller e Blair, (2009), a análise de insumo-produto fornece uma estrutura útil para rastrear o uso de um recurso e de seus associados, como poluição ambiental e geração de empregos ou fluxos de materiais físicos relacionados às atividades intersetoriais. Assim, a forma mais simples e direta para estimar a demanda por recursos hídricos pela aplicação da Matriz Insumo-Produto de Leontief é explicar o uso deste recurso com base no valor da produção gerado pelos diversos setores que compõem a estrutura econômica do estado, adicionando um vetor formado por um conjunto de coeficientes técnicos que definem de uso de recursos hídricos por produto gerado, utilizando uma abordagem denominada

"unidades híbridas", inicialmente apresentada por Bullard e Herendeen (1975).

Sendo que a modelagem destas unidades híbridas de análise de recursos híbridos utilizadas pelo modelo Insumo-produto define os coeficientes de recursos híbridos que se ajustam a um conjunto de condições de conservação do uso da água por unidade monetária conforme cada atividade econômica em análise". Essas condições acabam sendo analiticamente equivalentes para garantir a consistência da contabilidade macroeconômica dos fluxos físicos de recursos hídricos na economia (Miller & Blair, 2009).

Tendo em vista a precariedade de dados e informações sistemáticas referentes ao uso da água pelos diferentes setores da economia cearense, os coeficientes técnicos empregados para compor o vetor de consumo de água da Matriz Insumo-Produto de Recursos Hídricos para o estado do Ceará serão obtidos ou estimados com base na Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil da Agência Nacional de Água ligada ao Ministério do meio Ambiente (MMA, 2011) e nos coeficientes técnicos estimados por PICOLI (2016), em seu estudo sobre a Pegada Hídrica da Economia Brasileira: Uma Análise de Insumo-Produto.

Para melhor aferir os coeficientes técnicos aplicados a Matriz Insumo-Produto de Recursos Hídricos para o estado do Ceará, serão realizadas consultas as bases nos dados primários coletadas pelos seguintes órgãos públicos que atuam ou contribuem para a gestão dos recursos hídricos no estado do Ceará: Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), responsável pela água tratada; Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), distribuidora da água bruta (não tratada); Secretaria de recursos Hídricos (SRH) e Agência do Desenvolvimento do Estado do Ceará (ADECE).

2.2. ANÁLISE DOS RESULTADOS DO MODELO INSUMO-PRODUTO PARA ANÁLISE DA DEMANDA HÍDRICA NA ESTRUTURA ECONÔMICA DO ESTADO DO CEARÁ

Segundo Suo (2017), a alocação de recursos hídricos entre os diversos setores econômicos se depara não apenas em otimizar um único objetivo, mas em satisfazer um grupo de objetivos, que podem muitas vezes, apresentar natureza conflitante, além destes serem afetados por fatores incertos ligados ao sistema de recursos hídricos, como a ocorrência de secas, cheias, pela estrutura produtiva que demanda água, etc.

Desta forma, verifica-se que o Modelo Insumo-Produto é uma ferramenta de pesquisa promotora de eficiência para a economia facilitando o processo de tomada de decisão de alocação dos recursos hídricos entre os setores produtivos do Estado do Ceará.

Os resultados obtidos com este modelo Insumo-Produto regional aplica-

do a recursos hídricos descrevem de forma quantitativa as demandas por água (m^3) dos setores econômicos regionais, os benefícios gerados em R$ por cada m^3 consumido de água por cada tipo de produto classificados por setor produtivo e o volume de água necessário para gerar uma ocupação de trabalho em cada atividade (m^3/emprego), visando fornecer subsídio para o uso eficiente da água e a maximização da geração de emprego e a maximização da renda, com base na disponibilidade hídrica do Ceará (BOUHIA, 2001).

Portanto, o Modelo Insumo-Produto Regional de Recursos Hídricos visa avaliar a segurança hídrica do estado do Ceará, localizado em uma região semiárida, onde a escassez hídrica está associada a uma complexa sinergia de fatores que concorrem para a depredação da base de seus recursos naturais, e assim, direcionar os investimentos necessários de forma a melhorar a eficiência e efetividade das ações na buscar de estratégias sustentáveis do uso da água.

a) Variáveis de decisão

Os resultados obtidos com o primeiro modelo serão utilizados para transformar a matriz tradicional de conta econômica e social na tabela de recursos e usos de água. Este segundo modelo será apresentado tanto em termos de unidade de água (metros cúbicos) como em unidade monetária (R$), para análise macroeconômica de desempenho regional (BOUHIA, 2001).

Com base nas informações geradas pela Tabela de Recursos e Usos Hídrica e nos coeficientes técnicos da Matriz insumo-produto hídrica, será construído um modelo de programação linear empregado para determinar o valor econômico regional da água, estimar a escassez de água, identificar setores macroeconômicos estratégicos afetados pela disponibilidade de água e alocação intersetorial, e derivar uma ampla curva de demanda econômica para a água (BOUHIA, 2001).

Este sistema de alocação de água produz uma série de resultados, que são muito informativos para os planejadores de água. As principais variáveis de decisão, que podem ser manipuladas e agrupadas à luz dos objetivos do desenvolvimento regional, são:

- Fluxos históricos de água;
- Utilização de águas subterrâneas;
- Liberação de reservatórios;
- Alocação setorial;
- Terra irrigada para cada cultura;
- Plano de armazenamento e operação de reservatórios;
- Preço da água;
- Benefício setorial recebido da água;
- demanda de água;

- Emprego;
- Comércio: importações e exportações.

Os valores para este conjunto de variáveis de decisão, tomados individualmente, podem ser considerados como resultados primários. No entanto, parâmetros secundários que são combinações das variáveis primárias, poderiam ser computados para satisfazer os interesses e os propósitos dos planejadores de recursos hídricos. Estes incluem perdas, componentes da função objetivo em termos de custos e benefícios, médias históricas de componentes hidrológicos ou socioeconômicos e parâmetros para fornecer uma visão sinótica, entre outras.

2.3. ANALISE DO VALOR ECONÔMICO DA ÁGUA

O objetivo central desta metodologia é estimar o valor econômico da água para vários setores da economia, de forma individual e coletivamente. Esse conhecimento é uma pedra fundamental para o planejamento dos recursos hídricos servindo como base de apoio ao desenvolvimento econômico sustentável regional. Entre as metas regionais a serem buscadas está a de maximizar o benefício líquido de todos os setores que usam a água, levando em consideração a escassez deste recurso e a implementação de uma estratégia hídrica que avaliará a alocação dos investimentos e subsídios do governo.

Para tal, será utilizada a matriz inversa da Matriz A (equação 8), aplicando o modelo matemático inverso de Leontief, que faz a ligação entre a demanda final, a produção de cada setor e a própria matriz pode ser expressa usando uma relação algébrica, que modela as complicadas relações econômicas. Isso pode ser representado da seguinte maneira:

$$A X + Y = X \qquad (8)$$

Onde:

A: [aij] é a matriz dos coeficientes técnicos;

X é o vetor de coluna de saída setorial e;

Y é o vetor da coluna da demanda final total.

Ambos os vetores, X e Y, possuem dois tipos de coeficientes: em termos de valor para os coeficientes correspondentes aos setores econômicos e termos físicos unitários (metros cúbicos) para atividades relacionadas à água. A álgebra matricial preserva as características dos quadrantes por meio das ferramentas de transformação de matriz.

A equação (8) representa um sistema de equações simultâneas que podem ser resolvidas se um dos dois vetores X e Y for conhecido.

Desta forma, utilizando a Matriz Insumo-Produto poderá se prever o nível de consumo (saída) dada uma determinada mudança na demanda final Y. Como afirmado por Leontief, o sistema de equação (8) poderia ser mostrado de uma forma mais simplificada da seguinte forma:

$$X = (I - A)^{-1} Y \qquad (9)$$

A matriz $(I - A)^{-1}$ representa a matriz inversa de Leontief também usada para determinar os multiplicadores de entrada-saída. A matriz inversa tem as mesmas características em termos de unidade que a matriz A.

A matriz definida anteriormente é exógena à economia. Os analistas contornam esse problema construindo uma nova matriz A", fechada a um dos setores da demanda final. Uma matriz comumente computada é aquela fechada em termos de domicílios. Uma nova coluna correspondente ao consumo das famílias e uma nova linha correspondente à renda familiar (mão-de-obra) são adicionadas à matriz A.

O inverso fechado também é calculado para determinar os efeitos diretos e indiretos induzidos pelo consumo. Esses indicadores são maiores do que o determinado a partir da primeira matriz A, pois incluem o consumo das famílias. A matriz fechada A", tem as mesmas características da matriz A em termos de unidades, e será usada para determinar os efeitos induzidos pelo consumo na economia.

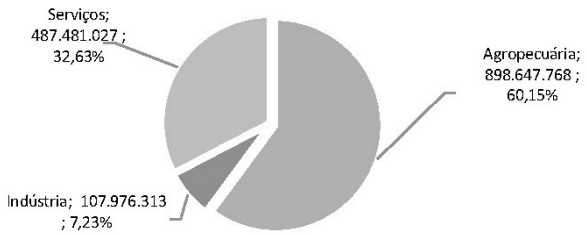
A Tabela I-P (Insumo-Produto) ilustrará as interligações entre os setores e o Modelo de Programação Linear produzirá os preços-sombra da água. A integração entre essas duas abordagens fornecerá uma ferramenta para estimar o valor da água em toda a economia regional do Ceará apontando os setores estratégicos afetados principalmente pela escassez de água.

3. CARACTERÍSTICAS DO CONSUMO DE ÁGUA ENTRE OS SETORES ECONÔMICOS DO CEARÁ

Conforme os dados calculados com base na Matriz de Insumo-Produto de Recursos Hídricos do estado do Ceará, o consumo direto de água pelos setores econômicos do estado do Ceará soma um volume de água demandada na ordem de 1,49 trilhões de m³.

Entre estes setores da economia cearense, a agropecuária (lavouras temporárias e permanentes, silvicultura, pecuária e pesca) apresenta o maior consumo direto, consumindo essencialmente água bruta, respondendo por 60,1%, sendo que o setor de serviços responde por 32,6% da demanda total de água no estado do Ceará, seguido pala indústria que consome apenas 7,2% (Gráfico 1).

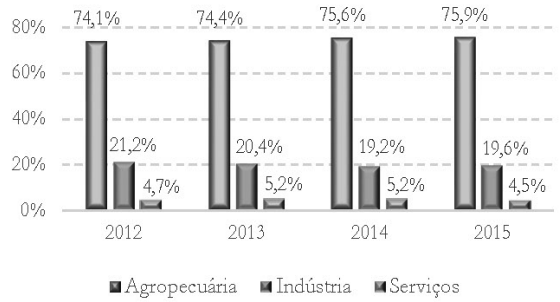
Gráfico 1 – Participação (%) dos setores da Economia no consumo de água (m³), Ceará - 2013



Fonte: Elaboração própria.

Quando se desagrega a economia cearense pelas participações de seus três principais setores em 2013, observou-se que a agropecuária participou com 5,1%, a indústria com 20,4% e o setor de serviços com 74,5% no Valor Adicionado Bruto Cearense (Gráfico 2).

Gráfico 2 – Participação (%) dos valores adicionados dos setores no valor adicionado total – Ceará – 2012 a 2015



Fonte: IPECE, 2018.

Conforme dados apresentados na Tabela 1, verifica-se que o consumo da agropecuária no Ceará é muito maior do que a consumida pelos setores de serviços e industrial, com um consumo próximo de 1 bilhão de m³, sendo que a indústria consome apenas 108 milhões de m³. Esta constatação confirma o fato bem conhecido de que a agropecuária é o principal consumidor de recursos hídricos. Ressalta-se o setor de serviços consumindo 487 milhões de m³.

3.1. CONSUMO DE ÁGUA PELO SETOR AGROPECUÁRIO

A agricultura cearense nas últimas décadas tem passado por profundas transformações, passando por um processo de diversificação de seus produtos e modernização de suas estruturas produtivas, reduzindo a dependência dos produtos tradicionais, e se tornando uma atividade mais integrada aos setores industrial e de serviços.

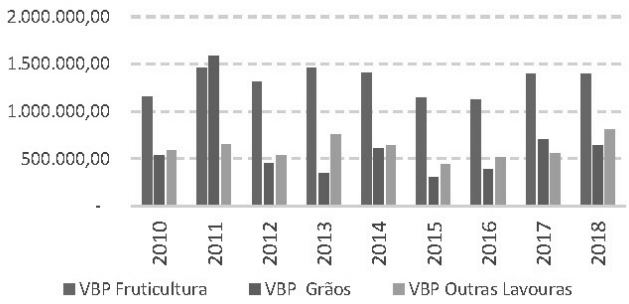
Essa modernização é comprovada pelo aumento do número de polos de irrigação no estado, distribuídos em 07(sete) principais áreas de produção: Araras Norte, Baixo Acaraú, Curu Paraipaba, Jaguaribe Apodi, Tabuleiro de Russas, Serra da Ibiapaba e Região do Cariri.

Como reflexo dessa modernização, verifica-se que o valor bruto da produção de frutas tem se destacado em relação a à produção de grãos, dentro do grupo de lavouras (Gráfico 3)

Ressalta-se que na maioria dos estabelecimentos agropecuários que produzem frutas utilizam a irrigação em seu processo produtivo. Já na produção de grãos, praticamente todos os estabelecimentos o cultivo destes produtos é realizado sob a forma de sequeiro, ou seja, dependem da chuva para o desenvolvimento das plantas.

Assim, essa expansão da fruticultura trouxe consigo o fortalecimento e crescimento da agricultura irrigada no setor agropecuário cearense, e com isso tem gerado uma maior demanda por recursos hídricos no estado e uma competição cada vez mais intensa pelo uso da água.

Gráfico 3 – Valor bruto da produção de lavouras: Frutas, grão e outras lavouras (R$1.000,00), Ceará – 2010-2018



Fonte: LSPA/IBGE.

Observando o comportamento da fronteira agrícola do estado do Ceará, pela média dos quinquênios de 1970 - 2018, há uma queda na área destinada a produção de grãos e de outras culturas.

Tabela 1 – Índice de evolução da área plantada (ha) por grupos de lavouras: Grãos, Frutas e Outras Lavouras, Ceará 1970-2018

Período*	ÁREA (ha) Frutas	ÁREA (ha) Grãos	ÁREA (ha) Outras Lavouras	ÁREA (ha) Lavouras Total
1970-74	100	100	100	100
1975-79	154	105	108	109
1980-84	167	81	78	87
1985-89	231	73	84	86
1990-94	277	60	87	80
1995-99	279	52	54	70
2000-04	278	61	58	78
2005-09	288	59	66	78
2010-14	315	48	60	70
2015-18	291	45	37	64

Fonte: PAM e LSPA/IBGE. (Valores referentes a média dos quinquênios)

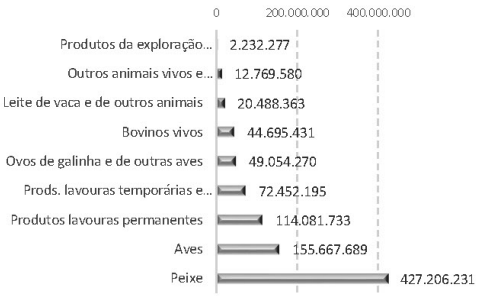
Isso se deve principalmente porque estes grupos de atividades agrícolas são cultivados em sistemas produtivos dependentes de chuvas fazendo com que estas apresentem um comportamento irregular, variando sua produção e produtividade de acordo com as condições climáticas de cada ano, fazendo com que as oportunidades econômicas de intensificação produtiva destas culturas sejam limitadas.

No que se refere a área destinada a produção de frutas, esta tem mostrado um comportamento de expansão da área cultivada durante o período de 1970 a 2018, cujas atividades produtivas apresentam vantagens comparativas em termos de competitividade, estando mais integradas ao mercado e dispondo de tecnologias mais apropriadas às condições de solo, relevo e clima existentes na região.

Ressalta-se que apesar de a agropecuária cearense consumir 60,1% dos recursos hídricos destinados ás atividades econômicas do estado, essa água é demandada principalmente para ampliar a produção de alimentos, gerar emprego e renda no campo e melhorar a resiliência das comunidades rurais à variabilidade climática existente no estado.

Entre as atividades da agropecuária que consomem maior volume de água estão a produção de pescado, aves, produtos das lavouras permanentes e produtos das lavouras temporárias, absorvendo 85,6% do volume de água demandado por este setor econômico (898.647.768 m³) (Gráfico 4).

Gráfico 4 – Consumo de água (m³) pelas atividades do setor da Agropecuária, Ceará – 2013



Fonte: Elaboração própria.

De acordo com o relatório da FAO (2003), sobre a "Agricultura, produção de alimentos e a água", desde 1960, o sistema alimentar mundial tem respondido a uma duplicação da população mundial, necessitando de uma oferta cada vez maior de alimentos, e com isso mais água deverá ser aplicada a este propósito.

De 1991 para 2017, a população do Ceará passou de 6.366.647 habitantes em 1991 para 9.020.460 habitantes em 2017, representando um aumento de 41,7% da população do estado. Sendo que o crescimento populacional do estado

entre 2017 e 2018 foi de 0,63%, que em números absolutos significou um incremento de 57.662 habitantes (IPECE, 2018).

Desta forma, as retiradas de água tanto pela agropecuária como pelos demais setores da economia deve crescer para suprir as necessidades e os desejos da sociedade cearense por bens e serviços.

Tabela 2 - Consumo de recursos hídricos por setor de atividade econômica: Agropecuária e Indústria, Ceará – 2013.

Setores econômicos	Consumo de água (m^3)	Dentro do Setor (%)	CE (%)
Ceará	1.494.105.109		
Agropecuária	898.647.768		60,15%
Prods. lavouras temporárias e serv. relacionados	72.452.195	8,06%	
Produtos lavouras permanentes	114.081.733	12,69%	
Bovinos vivos	44.695.431	4,97%	
Leite de vaca e de outros animais	20.488.363	2,28%	
Aves	155.667.689	17,32%	
Ovos de galinha e de outras aves	49.054.270	5,46%	
Peixe	427.206.231	47,54%	
Outros animais vivos e produtos animais	12.769.580	1,42%	
Produtos da exploração florestal e serviços de apoio	2.232.277	0,25%	

Assim, o setor agropecuário divide-se em atividades ligadas à agricultura (lavouras permanentes e temporárias), pecuária (criação de animais e produtos de origem animal – ovos, leite e mel), pescado e extrativa vegetal. Estas atividades em geral, consomem essencialmente água bruta em seus processos produtivos.

Ressaltando que a demanda de água pela agricultura irrigada depende de fatores como: distribuição anual das chuvas, temperatura, umidade relativa do ar, insolação, ventos, tipo de solo, ciclo e desenvolvimento da cultura, calendário agrícola de produção e métodos de irrigação. Sendo que este elevado número de indicadores reduzem o grau de precisão da estimativa da demanda hídrica para estas culturas, mas, no entanto, a estimativa deste consumo é de grande relevância para os tomadores de decisão tendo em vista a falta de informações disponíveis quanto ao uso da água pelo setor agropecuário.

Nesta situação, a análise do uso da água entre as atividades econômicas deve ser um ponto importante para verificar a segurança hídrica do estado, pois o estado está situado em uma região de clima semiárido, onde a escassez de água

tem sido, e provavelmente vai continuar sendo um gargalo para o desenvolvimento sustentável de diversas atividades humanas, principalmente da agricultura, pois atrelado ao problema da escassez hídrica está a irregularidade temporal e espacial da distribuição das chuvas, a deterioração da qualidade da água e a percepção inadequada da sociedade para com os usos dos recursos hídricos, que devido a estes problemas está enfrentando altos riscos de colapso em sua rede de abastecimento, o que leva os as atividades econômicas a reduzirem sua produção.

Sendo necessário modelar tanto os aspectos hidrológicos e climatológicos, bem como os usos múltiplos de água, as mudanças demográficas, socioeconômico e tecnológicas para determinar a porcentagem ótima entre a oferta e demanda de água, melhorando assim o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, levando-se em conta o impacto da demanda de água entre os setores econômicos, que estão relacionados com todos os tipos de usos da água.

Desta forma verifica-se que tanto as alterações climáticas como o crescimento populacional e das atividades econômicas estão exercendo pressão sobre os recursos hídricos em regiões semiáridas, forçando os gestores e usuários a estarem focados nos impactos desses fatores sobre a demanda e o abastecimento de água, pertinentes a segurança hídrica do Ceará, em função das tensões sobre os usos múltiplos da água.

Tabela 3: Taxa de crescimento do valor adicionado bruto por atividade do setor Agropecuário – Brasil, Nordeste e Ceará – Anos selecionados (%)

Brasil, Nordeste e Ceará	**Crescimento Anual (%)**				**Crescimento Acumulado (%)**
	2011	**2012**	**2013**	**2014**	**2014-2010**
Agricultura, inclusive apoio à agricultura e a pós-colheita					
Brasil	6,78	-5,31	10,77	3,85	16,31
Nordeste	14,60	-21,71	-3,12	19,69	4,03
Ceará	75,29	-46,92	-4,36	28,41	14,27
Pecuária, inclusive apoio à pecuária					
Brasil	2,46	-1,21	4,28	0,33	5,90
Nordeste	4,19	-8,50	3,97	4,49	3,57
Ceará	12,91	-8,67	0,16	5,61	9,09
Produção florestal, pesca e aquicultura					
Brasil	7,54	7,73	3,04	2,07	21,84
Nordeste	-3,43	-7,74	11,17	16,19	15,08
Ceará	7,04	2,38	0,39	11,72	22,90

Fonte: IBGE. Elaboração IPECE.

3.2. CONSUMO DE ÁGUA PELO SETOR DA INDÚSTRIA

De acordo com os dados da Pesquisa Industrial Anual – Empresa (IBGE, 2018), em 2013 existiam 5.693 unidades produtivas ligadas a indústria no Ceará, já em 2016 esse número foi de 5.266 indústrias, com 5 ou mais pessoas ocupadas.

Tabela 4 - Dados gerais das unidades locais industriais de empresas industriais com 5 ou mais pessoas ocupadas, Ceará, 2013 e 2016

Variável	2013	2015
Número de unidades locais (Unidades)	5.693	5.657
Pessoal ocupado em 31/12 (Pessoas)	250.946	239.663.
Valor bruto da produção industrial (Mil Reais)	29.945.033,00	32.559.739,00

Fonte: PIA/IBGE.

Os dados da Tabela 4 indicam que o setor industrial do Ceará esta apresentando uma tendência de desaceleração dentro da economia cearense. Nos últimos anos, a participação do setor da indústria no PIB caiu de 20,4% em 2013 para 19,6% em 2015.

Tabela 5 - Participação no Valor Adicionado (%) – Indústria e Segmentos Industriais, Ceará, 2013 a 2015

Indústria Geral e segmentos	**2013 (%)**	**2014 (%)**	**2015 (%)**
Indústria Geral (CE)[1]	20,4	19,2	19,6
Indústria extrativa Mineral[2]	3,2	2,8	1,5
Indústria da Transformação[2]	50,8	48,1	43,5
Cosntrução Civil[2]	35,7	37,1	41,5
Eletricidade, Gás e Água[2]	10,3	12	13,5

Fonte: Sistema de Contas Regionais (SCR/IBGE). Elaboração: IPECE. (1) Participação no total da economia; (2) Participação na indústria geral.

Quanto a participação dos segmentos que compõem a indústria do Ceará. Em 2013, a indústria da transformação foi a que teve a maior participação, respondendo por 50,8% do valor adicionado de todo o setor. Em seguida vem a construção civil, se consolidando como segunda força da indústria local, respondendo por 35,7% em 2013, e ampliando sua participação para 41,5% em 2015. Percentual próximo ao registrado pelo segmento da transformação retrata as trajetórias distintas seguidas pelas atividades nos últimos anos.

Analisando a demanda de água para a indústria do Ceará, verifica-se que esta reflete a dinâmica que o setor apresenta em seus processos industriais associados para a oferta de bens ao mercado.

Em 2013 o setor industrial cearense consumiu 107.976.313 m³ em seu processo produtivo, tendo como principais atividades em termos de valor bruto da produção: construção civil (26,46%), fabricação de alimentos (14,11%), Eletricidade e gás, água, esgoto, atividades de gestão de resíduos e descontaminação (12,54%), calçados e artefatos de couro (8,39%) e artigos do vestuário e acessórios (6,14%).

Gráfico 5 – Consumo de água (m³) pelas atividades do setor da Indústria, Ceará – 2013

Fonte: Elaboração própria.

Sendo os principais produtos consumidores de recursos hídricos: calçados e artefatos de couro (32.177.973m³), Artigos de vestuário e acessórios (18.515.475m³), produtos têxteis (12.405.133 m³), indústria extrativas (10.470.813 m³) e fabricação de bebidas (9.574.893m³), produtos estes com inserção internacional (Gráfico 5). Ressalta-se que estas atividades respondem por 36,4% do valor bruto da produção industrial do Ceará.

No Ceará, as atividades industriais estão mais concentradas na Região Metropolitana de Fortaleza, com uma participação industrial relativa superior as demais regiões do estados, tendo em vista que a mesma possui condições favoráveis de disponibilidade de mão de obra qualificada e infraestrutura logística, abrigando assim, importantes distritos industriais onde o uso da água tende a ser intensivo e diversificado.

No que se refere a indústria de transformação manteve ao longo dos anos analisados a posição de principal segmento da indústria cearense, sendo uma importante atividade geradora de valor adicionado, emprego e renda, o que levo este setor a possuir rebatimentos relevantes na competitividade da economia estadual.

Entre os setores econômicos do Ceará, a indústria se caracteriza pela produção de bens de consumo não duráveis, com menor valor agregado, como calçados, tecidos, vestuário e bebidas.

Tal característica tende a tornar o parque fabril do estado mais sensível às oscilações no poder de compra das famílias, aumento nos níveis de desemprego,

redução da massa salarial, alta inflação, restrições de crédito às famílias, expectativas ruins por parte do consumidor são aspectos conjunturais que afetam com força relativamente maior o desempenho da indústria de transformação cearense, reduzindo sua produção. Os anos de 2015 e 2016 ilustram esta realidade.

No ano de 2013, destaca-se que a recuperação de atividades tradicionais da indústria local como calçados e artigos de couro e têxtil, teve uma contribuição de uma conjuntura interna favorável e por uma taxa de câmbio que estimulou as exportações e dificultou a entrada de bens industrializados de outros países, em função da desvalorização da moeda nacional.

Desta forma, a utilização de água no processo produtivo industrial cearense é influenciada por vários fatores, dentre eles, o tipo de processo e de produtos, tecnologias empregadas e da conjuntura macroeconômica vivenciada pelo setor no Ceará.

Tabela 6 - Consumo de recursos hídricos por setor de atividade econômica: Indústria, Ceará – 2013.

Setores econômicos	**Consumo de água (m^3)**	**Dentro do Setor (%)**	**CE (%)**
Ceará	1.494.105.109		
Indústria	107.976.313		7,23%
Indústrias extrativas	10.470.813	9,70%	
Fabricação de produtos alimentícios	5.439.510	5,04%	
Fabricação de bebidas	9.574.894	8,87%	
Produtos têxteis	12.405.133	11,49%	
Artigos do vestuário e acessórios	18.515.476	17,15%	
Calçados e artefatos de couro	32.177.973	29,80%	
Produtos de madeira, exceto móveis, de celulose, papel e produtos de papel	2.760.471	2,56%	
Serviços de impressão e reprodução	144.539	0,13%	
Produtos derivados do petróleo e coque	1.161.611	1,08%	
Etanol e outros biocombustíveis	122.950	0,11%	
Fabricação de produtos químicos	429.138	0,40%	
Fab. de produtos farmoquímicos e farmacêuticos	39.786	0,04%	
Fabricação de produtos de borracha e de material plástico	77.091	0,07%	
Fabricação de produtos de minerais não metálicos	1.988.917	1,84%	

Metalurgia	1.553.179	1,44%	
Fabricação de produtos de metal, exceto máquinas e equipamentos	298.726	0,28%	
Fabricação de equipamentos de informática, produtos eletrônicos e ópticos, máquinas, aparelhos e materiais elétricos	12.283	0,01%	
Fabricação de máquinas e equipamentos	171.641	0,16%	
Fabricação de veículos automotores, reboques e carrocerias e outros equipamentos de transporte	45.696	0,04%	
Produtos do fumo	1.660	0,00%	
Móveis e produtos diversos	361.928	0,34%	
Manutenção, reparação e instalação de máq. e equip	166.211	0,15%	
Eletricidade e gás, água, esgoto, atividades de gestão de resíduos e descontaminação	3.895.545	3,61%	
Construção	6.161.142	5,71%	

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 7: Taxas de crescimento do valor adicionado – Indústria e Segmentos Industriais – Ceará, Nordeste e Brasil – Anos selecionados (%)

Brasil, Nordeste e Ceará	**Crescimento Anual**					**Crescimento Acumulado**		
	2010	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2010-2002**	**2014-2002**	**2014-2010**
Indústria Extrativa								
Brasil	14,89	3,47	-1,94	-3,19	9,05	42,7	52,8	7,1
Nordeste	8,47	6,89	0,83	-0,66	1,47	4,0	13,0	8,6
Ceará	-4,41	-11,94	-5,70	23,64	-9,17	-15,8	-21,5	-6,7
Indústria da Transformação								
Brasil	9,19	2,25	-2,38	3,01	-4,69	26,9	24,4	-2,0
Nordeste	7,39	0,46	3,08	-0,34	-1,53	43,6	46,0	1,6
Ceará	7,33	-12,93	-0,39	10,26	-2,81	28,5	19,5	-7,1
Construção Civil								
Brasil	13,10	8,25	3,18	4,50	-2,14	37,3	56,8	14,2

Nordeste	13,08	10,23	3,26	2,97	-1,52	47,0	69,7	15,4
Ceará	8,09	11,55	3,62	0,91	3,48	37,7	66,1	20,7
Eletricidades e Gás, Água e Esgoto								
Brasil	6,28	5,61	0,68	1,60	-1,94	37,6	45,8	5,9
Nordeste	1,89	5,59	4,84	8,82	2,82	44,4	78,9	23,9
Ceará	9,56	1,74	12,00	33,10	8,51	73,5	185,6	64,6

Fonte: Sistema de Contas Regionais (SCR/IBGE). Elaboração própria. Crescimento em volume (real) do valor adicionado.

3.3. CONSUMO DE ÁGUA PELO SETOR DE SERVIÇOS

De acordo com IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018), o setor de serviços é caracterizado por atividades bastante heterogêneas quanto ao porte das empresas, à remuneração média e à intensidade no uso de tecnologias. Nas últimas décadas, o desempenho das atividades que compõem o setor vem se destacando pelo dinamismo e pela crescente participação na produção econômica brasileira e cearense.

Em termos de participação no valor adicionado bruto gerado pela economia cearense, o setor de serviços vem sempre se destacando com a atividade produtiva com maior participação, respondendo por 74,4% em 2013.

E entre as atividades que compõem o setor de serviços, merece destaque a "*Administração, defesa, educação e saúde públicas e seguridade social*" com uma participação de 22,9% no valor adicionado bruto do estado, seguida pelo "*Comércio e reparação de veículos automotores e motocicletas*" (15,7%), "Atividades Imobiliárias" (9,6%) e "*Atividades profissionais, científicas e técnicas, administrativas e serviços complementares*" (7,2%).

No tocante a atividade de Administração, educação, saúde, pesquisa e desenvolvimento públicos, defesa, seguridade social, o crescimento acumulado no período de 2002 a 2014 no Ceará foi de 29,30%, superando a média da região Nordeste (28,45%), mas levemente abaixo do registrado pelo Brasil (29,56%). No período mais recente de 2010 a 2014 as variações acumuladas observadas foram: Ceará (4,32%), Nordeste (3,60%) e Brasil (5,66%).

Quanto a atividade de Comércio e reparação de veículos automotores e motocicletas, registrou ganho de participação no VAB dos serviços considerando o período entre os anos de 2002 a 2014, sendo 6,1% no Ceará, 7,6% na região Nordeste e 7,6% no Brasil (IPECE, 2018).

Este movimento da atividade de Comércio e reparação de veículos automotores e motocicletas demonstra um aumento da demanda por estes bens, estimulado pelo crescimento da população ocupada e pelo aumento da massa salarial dos trabalhadores neste período. Mas quando se analisa somente o perío-

do de 2010 a 2014, esta atividade registrou as seguintes variações na participação dentro do VAB do setor de serviços: Ceará (-0,74%), Nordeste (-0,19%) e Brasil.

De fato, a produção do setor apresenta uma vasta heterogeneidade no que tange ao uso dos principais fatores de produção, variando desde o uso mais intenso da tecnologia, e, portanto, alto nível de capital humano, como também de serviços de baixa qualificação, caracterizado pela predominância do uso do fator trabalho (IPECE, 2018).

Assim, esta dinâmica das atividades de prestação de serviços, de forma que setor de prestação de Serviços responde por 32,6% da demanda hídrica entre os grandes setores da economia cearense, e diferencia-se dos demais setores produtivos na medida em que suas atividades têm características eminentemente intangíveis e diversidade da oferta produtiva. é refletida também no consumo de água no estado.

Tendo como principais atividades que demandam água no Ceará, a: Administração, defesa, educação e saúde públicas e seguridade social (80.240.785m³), Educação e saúde privadas (76.565.653m³), Atividades profissionais, científicas e técnicas (52.60.9613m³) e artes, cultura, esporte e recreação e outras atividades de serviços (52.606.420m³) (Gráfico 6).

Gráfico 6 - Consumo de água (m³) pelas atividades do setor de Serviços, Ceará - 2013

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 8 : Taxa de crescimento do valor adicionado bruto por atividade do setor de Serviços – Brasil, Nordeste e Ceará – Anos selecionados (%)

Brasil, Nordeste e Ceará	Crescimento Anual					Crescimento Acumulado		
	2010	2011	2012	2013	2014	2010-2002	2014-2002	2014-2010
Comércio e reparação de veículos automotores e motocicletas								
Brasil	11,15	2,34	2,36	3,42	0,56	45,84	58,89	8,95
Nordeste	12,60	1,57	4,15	3,50	4,25	56,92	79,10	14,14
Ceará	13,35	3,52	4,19	0,35	6,38	69,28	94,91	15,13
Transporte, armazenagem e correio								
Brasil	11,19	4,28	2,04	2,63	1,49	31,55	45,80	10,83
Nordeste	12,27	6,20	5,52	1,88	6,47	39,13	69,12	21,56
Ceará	14,38	0,96	4,15	14,80	2,96	38,14	71,68	24,28
Alojamento e alimentação								
Brasil	3,82	7,26	4,94	-1,08	2,24	39,14	58,40	13,84
Nordeste	3,97	8,42	7,07	0,51	5,15	38,27	69,64	22,69
Ceará	4,22	8,54	9,12	0,89	5,83	43,24	81,12	26,45
Informação e comunicação								
Brasil	5,35	6,49	7,00	4,01	5,26	39,94	74,58	24,75
Nordeste	4,61	3,37	9,26	6,29	7,55	21,49	56,86	29,11
Ceará	4,48	9,22	15,14	16,56	9,23	35,87	117,55	60,11
Atividades financeiras, de seguros e serviços relacionados								
Brasil	9,32	6,21	1,55	1,80	-0,56	78,40	94,78	9,18
Nordeste	10,12	7,04	7,19	3,34	3,08	92,79	135,60	22,21
Ceará	10,90	9,43	7,62	-0,76	3,37	93,62	133,90	20,80
Atividades imobiliárias								
Brasil	4,89	1,93	5,09	5,12	0,73	38,74	57,37	13,43
Nordeste	5,28	2,53	6,00	5,46	0,68	46,78	69,37	15,39
Ceará	6,48	2,99	4,48	5,94	1,88	50,09	74,31	16,14
Serviços prestados às empresas								
Brasil	7,01	5,67	4,91	3,56	1,03	42,18	64,90	15,99
Nordeste	6,83	6,33	8,43	6,50	4,30	51,42	93,93	28,08
Ceará	7,64	3,54	7,12	5,01	4,96	52,22	86,08	22,25

Administração, educação, saúde, pesquisa e desenvolvimento públicas, defesa, seguridade social								
Brasil	2,23	1,90	1,34	2,21	0,10	22,62	29,56	5,66
Nordeste	2,15	1,42	0,83	1,91	-0,59	20,51	24,85	3,60
Ceará	2,57	1,63	-1,09	3,14	0,62	23,95	29,30	4,32
Educação e saúde privadas								
Brasil	1,07	4,64	1,41	0,75	2,47	19,94	31,39	9,55
Nordeste	4,13	5,58	5,42	-0,29	5,53	16,04	35,90	17,11
Ceará	-1,21	5,93	2,30	-7,84	8,16	11,34	20,28	8,02
Outros serviços								
Brasil	-2,84	0,30	1,51	-0,53	3,10	13,46	18,47	4,42
Nordeste	-1,29	0,23	4,22	0,66	1,16	27,50	35,62	6,37
Ceará	5,17	-3,15	2,72	0,84	4,90	41,39	48,79	5,23

Fonte: IBGE. Elaboração IPECE.

Tabela 9 - Consumo de recursos hídricos por setor de atividade econômica: Serviços, Ceará – 2013.

Setores econômicos	Consumo de água (m^3)	Dentro do Setor (%)	CE (%)
Ceará	1.494.105.109		
Serviços	487.481.027		32,63%
Comércio	24.949.658	5,12%	
Reparação de veículos automotores e motocicletas	782.189	0,16%	
Transporte terrestre de carga	860.309	0,18%	
Transporte terrestre de passageiro	1.007.162	0,21%	
Transporte aquaviário	21.208	0,00%	
Transporte aéreo	3.834.864	0,79%	
Armazenamento, correio e serviços auxiliares aos transportes	25.250.888	5,18%	
Serviços de alojamento	1.670.481	0,34%	
Serviços de alimentação	24.257.110	4,98%	
Telecomunicações, TV por assinatura e outros serv. relacionados	21.460.517	4,40%	
Outros serviços de informação	27.522.803	5,65%	

Atividades financeiras, de seguros e serviços relacionados	25.264.471	5,18%	
Aluguel imputado	18.639.000	3,82%	
Aluguel efetivo e serviços imobiliários	39.872.335	8,18%	
Atividades profissionais, científicas e técnicas, administrativas e serviços complementares	52.609.613	10,79%	
Administração, defesa, educação e saúde públicas e seguridade social	80.240.785	16,46%	
Educação e saúde privadas	76.565.653	15,71%	
Artes, cultura, esporte e recreação e outras atividades de serviços	52.606.420	10,79%	
Serviços domésticos	10.065.561	2,06%	

Fonte: Elaboração própria.

4. CONCLUSÕES

Neste estudo apresentamos a metodologia Insumo-Produto (I-P) Regional aplicada a Recursos Hídricos para o estado do Ceará, que nos permitiu conduzir a análise de integração entre as atividades econômicas e sua demanda por da água.

A metodologia consistiu em redefinir o modelo clássico de I-O, a fim de integrar as informações econômicas fornecidas pela tabela I-P com informações hidrológicas sobre o uso direto e indireto de água nos setores econômicos: agropecuária, indústria e serviços, verificando as relações estabelecidas entre a estrutura econômica e os recursos hídricos e as relações intersetoriais de uso da água.

Uma das primeiras conclusões que podemos formular a partir da análise realizada neste trabalho é que o modelo Insumo-Produto Regional permite uma análise consistente das relações entre o potencial de produção de cada setor e o uso da água, portanto, constitui uma ferramenta útil para o planejamento e gestão dos recursos hídricos no estado de forma integrada.

Além disso, a partir dos resultados quantitativos derivados da aplicação do modelo à economia do estado do Ceará, pudemos extrair duas conclusões relevantes que iremos resumir brevemente. Em primeiro lugar, a análise dos usos diretos e indiretos da água em nível setorial revela que, por um lado, o setor de agricultura, pecuária, pesca e extrativa vegetal exibe alto uso direto da água, consumindo 60,1% dos recursos hídricos de forma direta, mas, no entanto, quando se avalia seu uso indireto, este representa apenas 10%.

Por outro lado, os setores da indústria e serviços apresentam baixo uso direto dos recursos hídricos e alto uso indireto de água. Exemplos típicos de atividades que contribuem para o uso indireto de água na indústria são as atividades

de: Criação de aves, Lavouras Temporárias e da própria Indústria extrativa.

Assim, concluímos que é muito importante o conhecimento da demanda hídrica direta e indireta pela estrutura econômica regional, tendo em vista que os processos de definição de políticas não apenas o uso direto da água, mas também o uso indireto da água, porque cada mudança introduzida na produção de um setor com alto uso indireto de água será inevitavelmente refletido e no uso da água dos outros setores e terá, sem dúvida, consequências sobre a disponibilidade de recursos hídricos para o Ceará.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BULLARD, Clark; HERENDEEN, Robert. **The Energy Costs of Goods and Services**. Energy Policy, 1975, 268–277p.

Cai, X., McKinney, D.C.: **A Multiobjective Analysis model for Negotiations in Regional Water Resources Allocation**, AM. In: ASCE 1997 (1997)

COMISSÃO ECONÔMICA PARA A AMÉRICA LATINA E O CARIBE – CEPAL. **As contas econômicas ambientais da água: Lições aprendidas para sua implementação no Brasil**. Santiago, Nações Unidas/MMA/CEPAL, 2017, 42p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security**. Roma. FAO. FAO WATER REPORTS N.º 38, 2012, 100p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Water accounting and auditing A sourcebook: Revised edition - November 2017**. Roma. FAO. FAO WATER REPORTS N.º 43, 2017, 238p.

GUILHOTO, J. J. M. et al. 2017. **Construção da matriz inter-regional de insumo-produto para o Brasil: uma aplicação do TUPI**. Texto para Discussão Nereus 03-2017. Disponível em: <http://www.usp.br/nereus/?txtdiscussao=construcao-da-matriz-inter-regional-de-insumo-produto-para-o-brasil-uma-aplicacao-do-tupi>. Acesso em 16/05/2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Climate Change and Water**. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 2008. 210p.

KAHIL, Mohamed Taher, DINAR, Ariel; ALBIAC, Jose. Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. **Journal of Hydrology**. 522 (2015) 95–109p.

LIMA, P.V.P.S. **Relações econômicas do Ceará e a importância da água e da energia elétrica no desenvolvimento do Estado**. Tese (Doutorado). Piracicaba:

Universidade de São Paulo/Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2002. 245p.

LONG, Kaisheng, PIJANOWSK, I Bryan C. Is there a relationship between water scarcity and water use efficiency in China? A national decadal assessment across spatial scales. **Land Use Policy**. 69 (2017) 502–511p.

MAGANGA, F. P. et al. **Domestic water supply, competition for water resources and IWRM in Tanzania: a review and discussion paper**. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C [S.I.], v. 27, n. 11-22, p. 919-926, 2002.

MILLER, Ronald E.; Blair, Peter D. **Input-Output Analysis: Foundations and Extensions**. Cambridge, Second Edition. GBR: Cambridge University Press, 2009. 784p.

Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos, 2011. **Desenvolvimento de Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, MMA, Relatório Técnico N.º 6, 265p.

PICOLI, Ina Thomé. **Pegada Hídrica da Economia brasileira: Uma análise de insumo-produto**. Campina Grande, SP: 2016. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico), Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, 2016.

SADEGHI, S. H. R. et al. **Land use optimization in watershed scale**. Land Use Policy [S.I.], v. 26, n. 2, p. 186-193, 2009.

MECANISMO FINANCEIRO NA ALOCAÇÃO DE ÁGUA

Samiria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A variabilidade do clima interfere diretamente na oferta e na demanda hídrica por meio da redução ou do aumento das afluências e dos estoques de água dos reservatórios. Esse fato impõe um risco operacional nos sistemas de recursos hídricos e ressalta a necessidade do planejamento e do gerenciamento desses recursos ser realizado sob a ótica do risco e da adaptação.

A adaptação é necessária para a sustentabilidade dos recursos hídricos e, consequentemente, dos hidrossistemas, uma vez que o clima, a água, os sistemas biofísicos e socioeconômicos estão conectados por caminhos complexos. O risco também está relacionado com a exposição do local (probabilidade de ocorrência) e a vulnerabilidade da sociedade.

A gestão de risco em hidrossistemas pode ser realizada com medidas do tipo estrutural e não estrutural. De acordo com Grigg (1996), as medidas estruturais estão relacionadas com a alteração da infraestrutura para suportar os eventos extremos, como diques, barragens, canalização entre outros. As medidas não-estruturais são as que permitem conviver com o sistema sem precisar de instalações construídas tais como o seguro, a previsão e a realocação. As primeiras medidas envolvem maiores custos e estão limitadas quanto à segurança a um nível de risco.

Brown e Carriquiry (2007) propuseram a adoção de mecanismos financeiros para gerir os riscos em hidrossistemas visando a transformar a variabilidade hidrológica em valores monetários de forma a possibilitar a garantia de renda a população na ocorrência de um evento hidrológico extremo. Nesse contexto, Courbage e Stahel (2012) advertem que uma das questões-chave em operacionalizar esses mecanismos para segurar eventos extremos é a quantidade de capital necessário para fornecer proteção contra esses eventos.

Apesar dessa questão, a Rede de Conhecimento do Clima e Desenvolvimento (2012) ressalta que os mecanismos financeiros já têm sido reconhecidos internacionalmente como instrumentos integrantes da adaptação e da gestão de riscos de desastres naturais. Por isso, diversas organizações internacionais já estão apoiando países para explorar o potencial de transferência de risco seja pelo desenvolvimento de instrumentos usualmente associados a um pagamento (como os seguros) ou por mecanismos usualmente informais e sem pagamento (como as compensações).

Contudo, os mecanismos financeiros para gerir riscos de extremos hidrológicos são mais investigados e difundidos para proteção de perdas de inundações devido à grande frequência de ocorrência desse evento em nível mundial e o seu

impacto sobre os centros urbanos (JHA, 2012). Na Austrália, por exemplo, além de seguros clássicos, o governo tem um sistema formal para compensar os estados e os usuários por perdas oriundas de inundação (MA, 2012).

Com uma outra perspectiva, esse capítulo apresenta uma proposta de criação de um sistema de compensação financeira para utilização em períodos de escassez hídrica, susceptível de proporcionar um significativo ganho em alternativa para o gerenciamento e o planejamento dos recursos hídricos. Foi exposto também a estrutura administrativa, os procedimentos de implantação, além das formas de contingenciamento e fiscalização dos recursos envolvidos.

2. GERENCIAMENTO DE RISCO

O risco tem sido percebido pelo homem há muitos séculos e, desde o aparecimento do seu conceito, estudiosos têm procurado várias maneiras de mitigá-lo, seja por transferência ou por compartilhamento.

Devido à amplitude deste conceito, muitas vezes, risco e incerteza foram citados como sinônimos. No entanto, fazer a devida distinção é importante para uma gestão efetiva do risco. Segundo Knight (1921), risco é a aleatoriedade mensurável dos eventos futuros, ou seja, pode ser usada alguma função de distribuição de probabilidade capaz de descrever o valor dos eventos futuros. Já a incerteza, para o mesmo autor, é a aleatoriedade não mensurável dos eventos futuros.

Na hidrologia, risco corresponde à probabilidade ou possibilidade de ocorrência de eventos, fatos ou resultados indesejáveis (VIEIRA, 2005). Enquanto que, na teoria da decisão, o risco deve incluir tanto a probabilidade de ocorrência quanto as consequências desse evento. Com isso, a probabilidade de um grande terremoto pode ser pequena, mas, os danos tão catastróficos que o evento poderia ser classificado como de alto risco (DAMODARAN, 2009).

O risco depende dos processos de decisão e esses só podem ser realizados no presente. Além disso, ninguém consegue conhecer mais do que uma pequena fração dos riscos que se encontram em seu redor (AREOSA, 2008), pois, no limite, sempre haverá alguma incerteza em todos os eventos práticos e a sociedade será incapaz de mensurar precisamente todos os efeitos que afetam os eventos futuros (KNIGHT, 1921). Assim, a visão dos atores sociais sobre os riscos aos quais estão sujeitos é sempre parcial ou incompleta.

Dessa forma, a percepção do risco está relacionada com o comportamento dos agentes expostos a ele. Segundo Gitman (2004), são três os comportamentos básicos em relação ao risco: indiferença, propensão e aversão. No caso de indiferença, não haveria nenhuma variação de retorno exigida em razão de uma variação nos níveis de risco. Em uma situação de propensão a risco, o agente estaria disposto a assumir até mesmo um retorno menor correlacionado a um risco maior. Em um comportamento de aversão ao risco, o agente exige um retorno mais alto em função da elevação do risco.

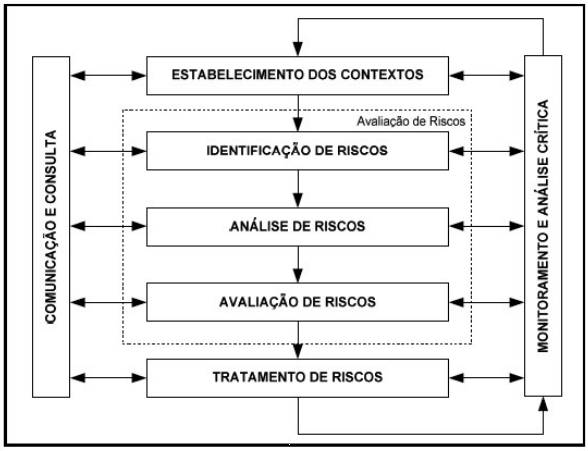
De acordo com *National Institute of Standards and Technology* (2011), são quatro os componentes de gestão de risco. O primeiro componente é estabelecer um contexto de risco com o objetivo de identificar as ameaças, as vulnerabilidades e as consequências do impacto. O segundo é avaliar o risco de acordo com o contexto definido. O terceiro componente de gestão de risco aborda como as pessoas ou as instituições respondem aos riscos. O último componente é monitorar o risco ao longo do tempo.

Conforme a ISO 31000:2009 (ABNT, 2012), o processo de gestão de riscos compõe-se de cinco componentes estruturais (Figura 1): Comunicação e consulta, Estabelecimento do contexto, Avaliação do Risco, Tratamento do Risco e Monitoramento e análise crítica. Cada um deles está descrito a seguir:

i. i) Comunicação e consulta - tem o intuito de esclarecer os fundamentos sobre os quais as decisões são tomadas e as razões pelas quais ações específicas são requeridas bem como, para identificar as diferentes percepções de risco;
ii. ii) Estabelecimento do contexto – este item busca ajudar a organização a articular seus objetivos dentro do ambiente que ela pretende atingir. Além disso, a organização deverá definir os critérios a serem utilizados para avaliar a significância do risco;
iii. iii) Avaliação de riscos - procedimento de identificar, analisar e decidir quais riscos devem ser gerenciados primeiro. A identificação dos riscos é a etapa em que todos os riscos são listados, estando suas fontes sob o controle ou não da organização. Além de identificar os riscos, é necessário considerar possíveis causas e cenários que mostrem que consequências podem ocorrer. A análise de riscos é a fase em que se determina a magnitude do risco por meio da combinação das consequências e de suas probabilidades;
iv. iv) Tratamento do risco - medidas para modificar os riscos e as formas de implementar essas medidas. Com isso, pode-se eliminar a causa do risco e alterar a sua probabilidade de ocorrência e seu efeito;
v. v) Monitoramento e análise crítica – deve ser realizado durante todo o processo de gestão de risco a fim de que ele seja eficiente e eficaz.

A gestão de riscos climáticos, especificamente, requer o desenvolvimento de instrumentos e/ou estratégias que possam aumentar a resiliência do sistema. De acordo com Holling (1996), resiliência é a capacidade intrínseca de um sistema em manter sua integridade no decorrer do tempo, sobretudo em relação a pressões externas. A principal característica de um sistema resiliente é sua flexibilidade e capacidade de perceber ou eventualmente criar opções para enfrentar situações imprevistas e de risco.

Figura 1 - Processo de Gestão de Riscos.



Fonte: ABNT (2012).

No entanto, a resiliência de sistemas sócio-naturais é, em muitas situações, dependente da capacidade das sociedades humanas envolvidas processarem no tempo disponível todas as informações necessárias para lidar eficazmente com a dinâmica complexa do sistema como um todo (VAN DER LEEUW; ASCHAN--LEYGONIE, 2002). Considerar a resiliência no processo de gestão dos recursos hídricos aumenta a capacidade do sistema sócio-natural sustentar-se em face da imprevisibilidade, da surpresa, dos riscos e da complexidade.

Para Folke *et al.* (2002), duas ferramentas são úteis para construir um sistema sócio-natural resiliente: a estruturação de cenários e a gestão adaptativa. O uso de cenários futuros ajudam a alcançar ou evitar determinados resultados na gestão de seca. Em uma visão prospectiva, os cenários devem ser construídos de acordo com um conjunto de princípios para que possam ser concebidos como seus instrumentos privilegiados. Eles devem surgir de modo lógico (num encadeado de causas e efeitos) do passado e do presente e devem ser desenvolvidos segundo linhas de raciocínio corretas. Desse modo, os cenários são uma etapa de um processo que tem como objetivo final a definição de uma estratégia robusta[44] e eficaz.

A gestão adaptativa permite construir um contexto social com instituições flexíveis e abertas de forma a aumentar a capacidade de adaptação sem excluir o desenvolvimento. Ela é uma alternativa para orientar a ação em ambiente de complexidade e incerteza.

44 A estratégia robusta busca responder como serão alimentadas as decisões dos gestores dos recursos hídricos ao longo do tempo e como se chegar a um desenvolvimento sustentável para que haja o uso mais eficiente possível dos recursos hídricos (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005). Ela interroga sobre as escolhas possíveis e os riscos irreversíveis (GODET, 2000).

Entende-se que a adaptação é um processo de mudança estrutural em um sistema como resposta a perturbações externas, e a adaptabilidade refere-se à capacidade dos componentes sociais do sistema sócio-ecológico influenciar e gerir a resiliência do sistema (WALKER *et al*, 2004).

Cysne (2012) ressalta que a adaptação dos sistemas é um procedimento que requer o envolvimento dos diversos setores interessados. Sendo necessário, ainda, um entendimento das vulnerabilidades existentes entre os indivíduos e comunidades, assim como o ambiente social, institucional, biofísico e político.

Dessa forma, para se desenvolver uma gestão adaptativa, é preciso identificar limites e detectar qualquer crise irreversível, combinar fontes de informação e conhecimento, desenvolver a capacidade de lidar com a incerteza e preservar a diversidade da riqueza ecológica e social como fonte de renovação (LEBEL *et al*., 2006).

3. CONSTRUÇÃO DO MECANISMO

O mecanismo de compensação será utilizado para indenizar os usuários que tiverem suas garantias efetivamente reduzidas, isto é, a vazão outorgada não foi entregue ao usuário. Desse modo, apenas os usuários outorgados poderão receber a compensação financeira.

a) Gatilhos e Estimativa do valor

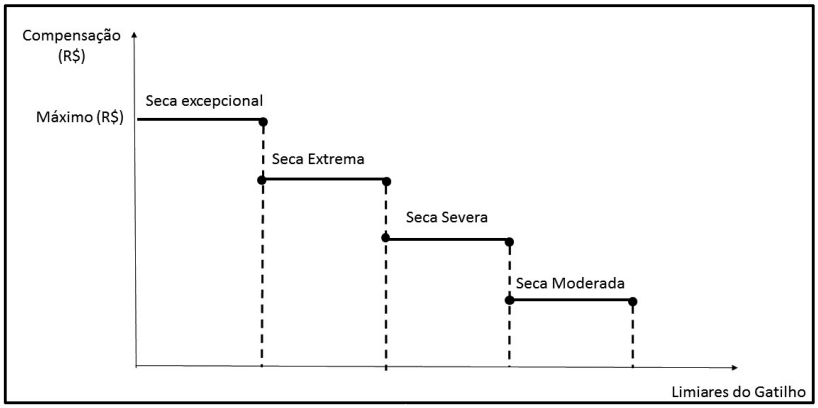
A compensação financeira será ativada quando o usuário tiver recebido água com garantia menor que a garantia outorgada. Devido a variabilidade climática sugere-se que a alocação de água esteja previamente definida conforme explicitado no Relatório que descreve o sistema de cobrança em função de garantias diferenciadas

O valor da compensação financeira aumenta à medida que a seca se torna mais severa. Para esse estudo foram delineados quatro estados de severidade de seca: seca moderada, seca severa, seca extrema, seca excepcional.

A seca moderada corresponde à fase de menor impacto aos agentes sociais e econômicos. A seca severa pressupõe a persistência da seca. O terceiro estado marca o agravamento desse evento, podendo gerar uma situação crítica de escassez hídrica aos agentes, enquanto que a seca excepcional é situação mais grave e que pode gerar impactos sociais e econômicos de longo alcance.

Os estados de seca podem ser definidos por meio de índices que podem ser construídos baseados na precipitação, vazão, volume armazenado entre outras variáveis. Um índice baseado na vazão pode ser construído conforme descrito por Shukla e Wood (2008). Este índice é denominado Indíce Normalizado de Vazão – SRI e retrata os aspectos hidrológicos da seca ao incorporar processos que determinam defasagens sazonais na influência do clima na vazão.

Figura 2 - Regra de operação do mecanismo financeiro.



Fonte: Elaboração própria.

O SRI é definido para a escala temporal de 4 meses e expresso matematicamente conforme a equação 1:

$$\text{Índice} = \varphi^{-1}[F(x)] \quad (1)$$

Em que, φ a função de distribuição normal reduzida.

A distribuição de probabilidade utilizada no ajuste dos dados de vazão é a gama de dois parâmetros, definida por:

$$f(x) = \frac{1}{\beta^{\alpha}\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, x > 0 \quad (2)$$

em que α> 0 é o parâmetros de forma, β> 0 o parâmetro de escala, x é a variável aleatória em estudo. A função gama está descrita pela equação 3.

$$\Gamma(x) = \int_0^{\infty} x^{\alpha-1} e^{-y} dx \quad (3)$$

A distribuição gama só está definida para x> 0 logo, quando um dado mês apresenta valores nulos, faz-se necessário o uso de uma distribuição mista, dada por:

$$F(x) = q + (1 - q)G(x) \quad (4)$$

onde G(x) é uma função gama incompleta, que é a função de distribuição estimada a partir dos valores não nulos da série de dados utilizada e q a probabilidade de zeros na amostra.

A compensação para cada estado de seca será estimada como um percentual (K_i) dos benefícios obtidos com o uso da água (B_j) sendo calculado para cada estado de severidade de seca conforme a Tabela 1.

Os benefícios podem ser obtidos calculados utilizando as funções propos-

tas por Souza Filho e Brown (2009) que foram geradas a partir da integração das curvas de demanda do abastecimento urbano e da irrigação. Contudo, em outros estudos essas funções podem ser atualizadas ou redefinidas, no caso de outros locais de aplicação.

Tabela 1 - Estimativa das compensações financeiras.

Estado de Seca	Compensação (R$)
Normal	0,00
Seca Moderada	$K_1 + B_j$
Seca Severa	$K_2 + B_j$
Seca Extrema	$K_3 + B_j$
Seca Excepcional	$K_4 + B_j$

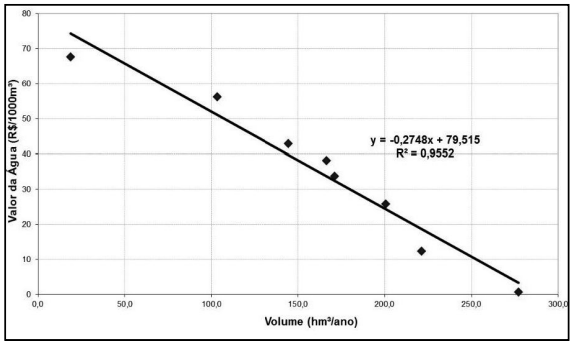
Fonte: Elaboração própria.

K_i representa os percentuais impactam o benefício em cada estado de seca sendo: $K_1 < K_2 < .$

Tabela 1. A curva de demanda da irrigação (Figura 3) foi construída por meio da relação entre o volume de água demandado pelos irrigantes do Jaguaribe e o valor da água. Esse valor representa a capacidade de pagamentos dos irrigantes a qual foi estimada com base nos dados obtidos pelo estudo de definição e implementação da política tarifária de água bruta no estado do Ceará da SRH (2002a).

A curva de demanda urbana foi calculada usando um formulário municipal padrão funcional de água, onde P representa o preço da água que corresponde a um volume de demanda Q, o índice 1 se refere a uma realização específica (ponto de dados) da relação preço-demanda e elasticidade-preço da demanda obtida de SRH (2002b)

Figura 3 - Curva de demanda dos irrigantes da bacia do Jaguaribe - Ceará.



Fonte: Souza Filho e Brown (2009).

As funções benefícios utilizadas nesse estudo estão expostas nas formulações 5 e 6:

$$B_{i,t} = \frac{-0{,}137 * {Q_{i,t}}^2 + 79{,}51 * Q_{i,t}}{1000} \quad (5)$$

$$B_{u,t} = (-4{,}75 * (\frac{Q_{u,t}}{12})^{-0{,}818} + 2{,}17) * 12 \quad (6)$$

Em que:

$B_{i,t}$ – Função benefício da irrigação em milhões de reais no ano t;

$B_{u,t}$ – Função benefício do abastecimento urbano em milhões de reais;

$Q_{i,t}$ – Vazão atendida da irrigação, em hm³/ano;

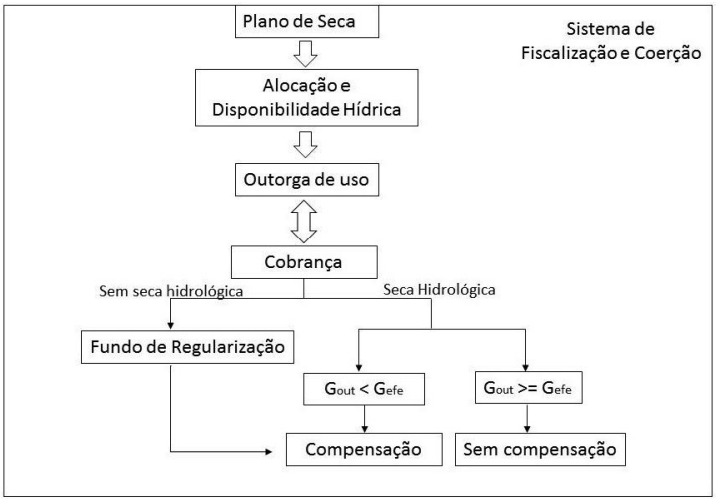
$Q_{u,t}$ – Vazão atendida do setor de abastecimento urbano, em hm³/ano.

Os recursos financeiros necessários para o pagamento da compensação podem ser oriundos do excedente da cobrança em períodos úmidos. Desse modo, faz-se necessário a implementação de um fundo de regularização para guardar esses recursos.

A liberação dos recursos para pagamento da compensação será realizada após a identificação da ocorrência de um dos níveis de severidade da seca hidrológica e da comprovação da redução da garantia hídrica. Esta seca está relacionada com uma deficiência no volume de água disponível, incluindo lençol freático, reservatórios e rios.

O fluxo de funcionamento do mecanismo de compensação está exposto na Figura 4. No âmbito do plano de seca do sistema hídrico define-se os níveis de racionamento, os limiares dos estados de seca para cada zona do reservatório e a vazão disponível para a alocação. Essa vazão é rateada por meio do sistema de garantias diferenciadas. Com isso, todos os usuários outorgados são submetidos à cobrança e participam do sistema de compensação bem como do sistema de fiscalização. Aquele usuário que foi submetido a racionamento e não recebeu a garantia hídrica especificada na outorga de água será compensado.

Figura 4. Fluxo do mecanismo de compensação.



b) Ajustes no modelo atual de alocação de água

Faz-se necessário dois ajustes no modelo atual para a incorporação do mecanismo de compensação financeira:

- Associação entre a cobrança e a outorga de uso, isto é, deve-se cobrar e compensar o usuário outorgado - isto pode ser obtido por meio da implementação do sistema de cobrança em função das garantias diferenciadas;
- Associação entre a alocação de longo prazo e curto prazo – nesse caso, o Comitê de Bacia teria que definir inicialmente as regras de priorização para alocação de água entre os usuários de uma mesma categoria de uso em períodos de escassez hídrica visto que a Lei de Recursos Hídricos considera como uso prioritário apenas o abastecimento humano e a dessendentação animal. Isso poderia ser realizado com a implementação do plano operacional de seca.

Sugere-se que o custo da compensação seja incluído no atual modelo de cobrança. Este seria um componente associado à garantia hídrica no período de seca e a administração do mecanismo.

O Comitê de Bacia Hidrográfica deve ter a função de acompanhar a efetivação da compensação financeira em período de escassez. Esta é uma forma de garantir a legitimidade do sistema. Segundo Oliveira (2008) um dos fatores do sucesso da implantação de qualquer política pública é a participação da sociedade civil. No caso de uma política pública na área de recursos hídricos, o espaço adequado e legítimo é o comitê da bacia hidrográfica.

Faz-se necessário também a implementação de sistema de fiscalização e

coerção que garanta a efetividade do direito de uso por intermédio do poder de polícia do Estado para a identificação do infrator (fiscalização) e punição do mesmo (regras claras de multa e pagamento de danos).

4. ESTRUTURA ADMINISTRATIVA

A estrutura administrativa necessária para a efetivação do mecanismo de compensação financeira é:

- ✓ Secretária dos Recursos Hídricos – Emissão das outorgas;
- ✓ Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – Efetivação da Cobrança; Elaboração do Plano Operacional de Secados Sistemas Hídricos; Fiscalização e Coerção do direito de uso; Operacionalização do fundo de regularização;
- ✓ Comitê de Bacia – Definição dos níveis de racionamento para cada zona do reservatório;
- ✓ Conselho Estadual dos Recursos Hídricos – Fiscalizador dos Recursos Financeiros a serem utilizados para pagamento das Compensações.

5. FORMAS DE CONTINGENCIAMENTO E FISCALIZAÇÃO DOS RECURSOS

Conforme o estado do Ceará seja impactado pela variabilidade climática decadal ter-se-ia um acumulo de recursos financeiros devido a ocorrência de décadas úmidas, isto, de longos períodos sem ocorrência do sinistro. Diante desse cenário é necessário a blindagem dos recursos financeiros a fim de que o fundo de regularização tenha solvência para pagar as indenizações num certo período de tempo.

Uma forma de blindagem seria a contratação de um Banco de Desenvolvimento para a operacionalização do fundo. Esse excedente seria a diferença entre os valores de compensações efetivadas e o limite financeiro necessário para pagar as indenizações caso ocorra até 10 anos de seca.

Para fiscalizar os recursos, um demonstrativo das entradas e saída de recursos do fundo de regularização deverá ser apresentado periodicamente ao Conselho Estadual dos Hídrico e ao Fórum de Comitês de Bacia que deverá aprovar ou não a operação.

6. PROCEDIMENTOS PARA IMPLANTAÇÃO

Tem-se os seguintes procedimentos para a implementação da compensação financeira:

- Construção do designe do mecanismo compensação;

- Incorporação do preço da escassez no valor da cobrança – O preço cobrado atualmente não incorpora o aumento dos custos que ocorrem no período de escassez hídrica;
- Elaboração do plano operacional de seca dos sistemas hídricos – Este plano é necessário para estabelecer a regra de operação do sistema nos anos normais e secos. É no âmbito desse plano que se define os limiares para o zoneamento do reservatório e os níveis de severidade de seca.
- Criação e implementação do fundo de regularização – Necessário para guardar os recursos oriundos da cobrança que serão utilizados, posteriormente, para o pagamento das compensações;
- Efetivação do contrato com um Banco de Desenvolvimento para operacionalizar o fundo de regularização;
- Aplicação de um projeto-piloto – Sugere-se inicialmente a aplicação em uma única bacia por um período pré-determinado. Esta aplicação pode ser utilizada como uma base para a discussão com os usuários de água e fornecerá indicações mais claras sobre o compromisso da compensação. Esta discussão também fornece feedback sobre o designe do modelo;
- Deflagação do atual estado de seca do sistema hídrico – Pode ser realizado por meio de decreto. É necessário para efetivar o pagamento das compensações.
- Ajustes no mecanismo – Caso seja observado a necessidade de alguma modificação no designe proposto inicialmente;
- Implementação do mecanismo

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **ABNT NBR ISSO/IEC 31010** – Gestão de Riscos: Técnicas para o processo de Avaliação de Riscos. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2012, 96 p.

BROWN, C.; CARRIQUIRY, M. Managing hydroclimatological risk to water supply with option contracts and reservoir index insurance. **Water Resources Research**, v. 43, W11423, doi: 10.1029/2007WR006093, 2007.

COURBAGE, C.; STAHEL, R. W. Insurance and extreme events. In: The Geneva Reports – Risk and Insurance Research nº5. **Extreme events and insurance horribilis**, The Geneva Association, 2012, 147p.

CYSNE, A. P. **Modelo de governança adaptativa para os recursos hídricos utilizando cenários climáticos**. 2012. 159 f. Tese (Doutorado). Pós – Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, 2012.

DAMODARAM, A. **Gestão estratégica do risco**: uma referência para a tomada de riscos empresariais. Porto Alegre: Bookman, 1ª ed., 2009, 394p.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO*: **A Journal of the Human Environment**, v. 31, n.5, p. 437-440, 2002.

FOLKE, C., HAHN, T., OLSSON, P., NORBERG, J. **Adaptive governance of socialecological systems**. Annu. Rev. Environ. Resour. 30: 441–73, 2005.

GITMAN, L. **Princípios de administração financeira**. 10 ed. São Paulo: Pearson Addison Wesley, 2004.

GODET, M. **A caixa de ferramentas da prospectiva estratégica**. Lisboa: CEPES, n.1, 97p, 2000.

GONZÁLEZ, F. C.; MORCILLO, J. C. **Guía para la elaboración de planes de emergência por sequía em sistemas de abastecimiento urbano**. Ministerio de Medio Ambiente: Associación Española de abastecimentos de agua y saneamento. 83p. 2007.

GRIGG, N. S. **Water Resources Management: Principles, Regulations, and Cases**. New York: McGraw-Hill. 540p. 1996

HOLLING, C.S. Surprise for science, resilience for ecosystems and incentives for people. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 733-735, 1996.

JHA, A.; BLOCH, R.; LAMOND, J. **Cities and Flooding: A Guide to Integrated Urban Flood Risk Management for the 21st Century.** Washington: The World Bank. 2012.

KNIGHT, F. H. **Risk, Uncertainty and Profit**. New York: Hart, Schaffner and Marx, 1921.

KOCHER, M.; SUTTER M. Individual versus group behavior and the role of the decision-making procedure in gift-exchange experiments. **Empirica**, v. 34, n. 1, p. 63-88, 2007.

_____. The decision maker matters: Individual versus team behavior in experimental beauty-contest games. **Economic Journal**, v. 115, n. 500, p. 200-223, 2005.

LABSID. **Modelo de Rede de Fluxo - Acquanet**. 2002. Universidade de São Paulo: Laboratório de Sistema de Suporte a Decisão. Disponível:<http://www.labsid.eng.br/Programas.aspx>Acesso em: 09. jan. 2013.

LEBEL, L; ANDERIES, J.M.; CAMPBELL, B.; FOLKE, C.; HATFIELD-DODDS, S.;

LEIVA, A. J.; SKESS, J. R. Managing Irrigation Risk with Inflow-Based Derivatives: The Case of Rio Mayo Irrigation Districtin Sonora, Mexico. *American Ag-*

ricultural **Economics Association Annual Meeting**, Providence, Rhode Island, p. 24–27, 2005.

MA, Q. E. *et al.* Australia floods and their impacts on insurance. In: The Geneva Reports – Risk and Insurance Research nº5. **Extreme events and insurance horribilis**, The Geneva Association, 2012, 147p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Plano Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH): Águas para o Futuro, Cenários de Recursos Hídricos para o Brasil 2020. Brasília, MMA/SRH, v.3, 2005.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY. **Managing Information Security Risks**. United States: NIST Special Publication 800-39, 2011, 88p.

OLIVEIRA, M. C. **Modelos de Alocação e Realocação de Água: um estudo de caso do programa "águas do vale" nos rios Jaguaribe e Banabuiú**. Especialização em Gestão dos Recursos Hídricos e Infraestrutura Hidráulica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

REDE DE CONECIMENTO DO CLIMA E DESENVOLVIMENTO. **Gerenciando extremos climáticos e desastres na América Latina e no Caribe**: Lições do relatório SREX. CDKN, 2012, 24p.

SRH. **Estudos para a definição e implementação da política tarifária de água bruta no estado do Ceará:** 5º Relatório. PROGERIRH-PILOTO/CE/SRH. 2002a.

UFC/COGERH. **Relatório dos Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos.** Convênio UFC/COGERH/FCPC, Fortaleza, 2013, 24p.

VAN DER LEEUW, S.; ASCHAN-LEYGONIE, C. **A long-term perspective on resilience in socio-natural systems**. Workshop: System shocks - system resilience. Sweden, 2002.

VIEIRA, V. P. P. B. **Análise de risco em recursos hídricos**: Fundamentos e aplicações. Porto Alegre: Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 10, 372p. 2005.

WALKER, B.; HOLLING, C.S., CARPENTER, S.R. e KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, 2004.

WILHITE, D. A.; Hayes M. J.*;* Knutson, C.*;* Smith K. H. Planning for drought: moving from crisis to risk management. **Journal of the American Water Resources Association***, 36(4), p.* 697–710*, 2000.*

WORLD BANK. **Water Resources Management**. In: A World Bank Policy

Paper. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, Washington, D.C., 141p. 1993.

ZAMBONETI, M. **Tomada de decisão em grupo e individual: uma análise da existência do efeito da disposição**. 2009. 74 f. Monografia (Graduação), Bacharelado em ciências Econômicas, universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

ZAVAGLIA, A. R.; MASTELLA, M.; KLOECKNER, G. O. Rentabilidade dos contratos futuros e de opções das commodities agrícolas soja e milho frente o mercado à vista. In: VIII Congresso Virtual Brasileiro de Administração, **Anais**..., p. 2 - 18, 2008.

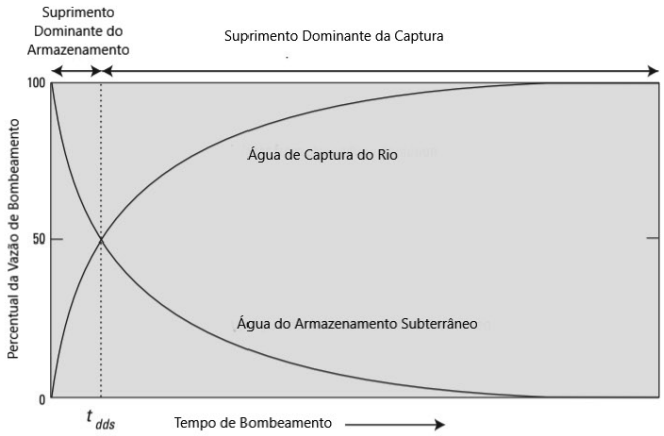
INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO: METODOLOGIA DE SIMULAÇÃO DA CAPTURA DE ÁGUA DE RIOS POR POÇOS ALUVIONAIS

Artur Holanda de Souza
Francisco de Assis de Souza Filho
Marco Aurélio Holanda de Castro

1. INTRODUÇÃO

Segundo Barlow e Leake (2012), um poço próximo a um rio extrai inicialmente toda a sua vazão do aquífero, e com o tempo passa a extrair uma parcela do rio e, normalmente, tende a extrair 100% da vazão do rio ao longo do tempo. Isso ocorre conforme mostra a figura 1. Dois parâmetros muito usados são o tempo a partir do qual a captura do compõe a maior parte da água bombeada, chamado de t_{dds}, e o tempo em que o percentual captura se torna um valor próximo de 100%, como 95 ou 99%, ou tempo de captura total.

Figura 1 – Curva de Captura de Poço Próximo a um Rio.



Segundo o inciso XIX do artigo 21 da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, compete à União instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso.

A regulamentação desse inciso se dá na lei 9433, de 8 de janeiro de 1997, também chamada de "lei das águas", em que o artigo 11 estabelece que o regime de outorga do direito de uso dos recursos hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água.

No artigo 12 da mesma lei, estão sujeitos à outorga pelo Poder Público os direitos dos seguintes usos dos recursos hídricos:

I. derivação ou captação de parcela da água existente num corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo;

II. extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo.

A instituição que efetivamente emite as outorgas depende do domínio sobre o qual o corpo hídrico está sujeito. No caso de corpos de água sobre o domínio da União, a Agência Nacional de Águas (ANA) concede as outorgas. Segundo o artigo 20 da Constituição Federal, são bens da União os lagos, rios ou quaisquer correntes de água em terrenos do seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais.

Para corpos hídricos sobre o domínio dos Estados, o órgão gerenciador de recursos hídricos do Estado emite as outorgas. O artigo 26 da Constituição Federal estabelece que se incluem entre os bens dos Estados as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes ou em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União.

Diante da imprescindibilidade que a água possui para as mais diversas atividades humanas, a emissão das outorgas e são muitas vezes motivo de conflitos sociais que entram para a esfera jurídica, e, assim, torna-se necessário estabelecer de forma clara e objetiva quem determina e como se dá a distribuição dos direitos de uso.

No entanto, isso pode se tornar um desafio dado que a água está sempre circulando no ciclo hidrológico, onde ocorrem trocas constantes entre os a atmosfera e as águas superficiais e subterrâneas. Um exemplo disso, que é o tema do presente trabalho, é a extração de água em poços localizados em aquíferos aluviares, que misturam os usos I e II citados no artigo 12 da lei 9433.

Nestes casos, torna-se necessário estabelecer qual a parcela da água bombeada pelo poço que é proveniente do rebaixamento do nível do lençol freático e qual a parcela que se deve ao aumento na taxa de infiltração no leito do rio devido ao aumento do gradiente hidráulico, pois essas duas fontes podem ser distintas juridicamente no que se refere à legislação pertinente à outorga.

2. METODOLOGIA

Percebeu-se que o fluxo em aquíferos se dá de forma mais horizontal. Assim, o problema pode ser aproximado como bidimensional, o que consiste na chamada aproximação de Dupuit-Forchheimer [Haitjema, 1995]. Seguindo essa hipótese e admitindo um solo isotrópico e homogêneo, tem-se a equação 1.

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = -\frac{S}{T} \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \tag{1}$$

Sendo T a transmissividade e S o armazenamento, dados por:

$$T = K \times b \tag{2}$$

Para aquíferos não-confinados:

$$T = S_{\gamma} \tag{4}$$

Em que h é a carga hidráulica, x e y são as posições horizontais, b é a espessura do aquífero e S_{γ} é a descarga específica.

Para simular essa evolução temporal, foram feitas simulações de fluxo em meio poroso pelo método das diferenças finitas, implementado por meio do software MODFLOW-2005 (The U.S.Geological Survey Modular Groundwater Model). Foi utilizada a interfaçe gráfica do PMWIN (Processing Modflow for Windows) de Wen-Hsing Chiang e Wolfgang Kinselbach para a construção dos modelos e visualização dos resultados.

Assim, para modelar o fenômeno da captura, foram gerados 2 sistemas numéricos de diferenças finitas de aquíferos homogêneos e não-confinados pelo Modflow com um rio central as dimensões apresentadas na tabela 1:

Tabela 1 – Dimensões dos Sistemas

	Comprimento (m)	Largura (m)	Espessura (m)
Sistema 01	2.100	2.100	40
Sistema 02	4.100	2.100	40

Os sistemas foram discretizados por células de dimensões 100 x 100 x 40 m, com fronteiras impermeáveis. A cota da superfície do terreno é igual a 40 m e a do fundo impermeável do aquífero é igual a 0. Para ambos os sistemas, foi simulada a captura transiente de uma bateria de 3 poços distribuídos do lado direito do rio. Cada poço terá uma vazão de 1000 m^3/dia, sendo a vazão total de bombeamento igual a 3000 m^3/dia.

No sistema 02, com o aquífero mais alongado, foram analisados 3 posicionamentos da bateria de poços, uma central, uma mais a jusante e uma mais a montante, de modo a quantificar o efeito do posicionamento nos resultados.

As figuras 2 e 3 mostram os 2 sistemas no PMWIN, plataforma em que eles foram construídos.

Figura 2 – Sistema 01 com poços inseridos nas células em vermelho e rio em azul (fluxo fluvial de cima para baixo).

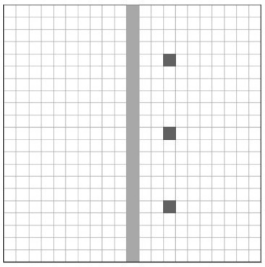
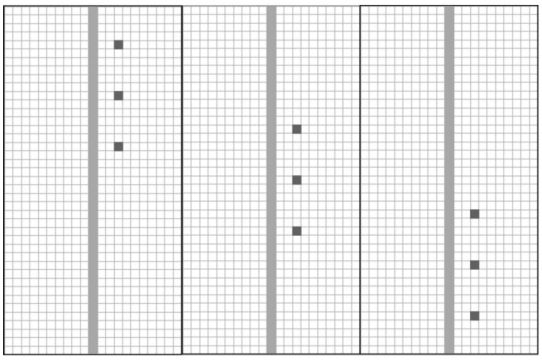


Figura 3 – Sistema 02 com os 3 posicionamentos dos poços inseridos nas células em vermelho e rio em azul (fluxo fluvial de cima para baixo).



Os parâmetros hidrogeológicos considerados para o solo, considerado arenoso, foram de condutividade hidráulica igual a 0,0001 m/s e descarga específica igual a 0,25.

Em todas as simulações foi assumida para o nível do rio uma declividade de 1m para cada 1000m, com ponto inicial na cota 40m e final na cota 38m, para o sistema 1 e cota final 36 m no 2.

A carga inicial do aquífero foi tomada como 40 e 38, no sistema 1 e 40 e 36, no aquífero 2. Isso foi feito para avaliar se as condições iniciais afetam os resultados.

Foram calculadas e plotadas a curva temporal de captura e a distribuição espacial vazão de captura ao longo do comprimento fluvial, para dois (02) comprimentos de bacia diferentes e dois (02) níveis diferentes do rio, ou seja, quatro (04) condições distintas.

Para fazer a montagem da curva de captura, é preciso simular a infiltração pelo leito do rio com e sem a influência da bateria de poços e subtrair as vazões de infiltração, pois assim obtém-se a vazão de água que efetivamente passa do rio para o poço.

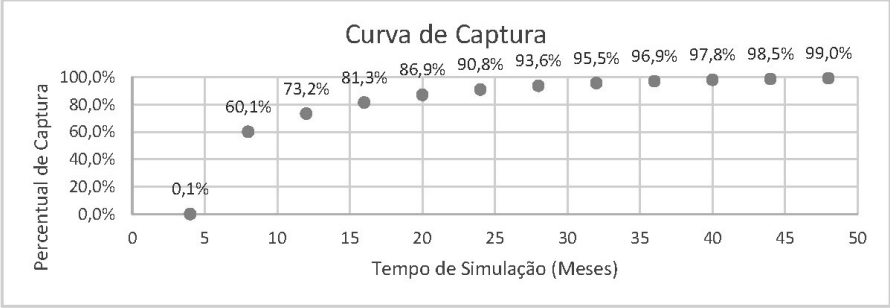
Como explicitado anteriormente, três (03) posicionamentos da bateria de poços foram analisados, e, além disso, dois (02) níveis iniciais do aquífero foram simulados. Portanto, foi necessário realizar no total dezesseis (16) simulações transientes.

3. RESULTADOS

As isolinhas de carga para as duas cargas iniciais diferentes são muito similares, o que atesta que o tempo foi suficiente para os sistemas se estabilizarem e convergirem para a mesma situação estacionária.

Para o sistema 1, houve um comportamento muito semelhante ao que seria esperado baseado no relatório de Barlow e Leake, ou seja, houve uma convergência para a situação em que 100% da vazão é proveniente da infiltração no leito do rio, conforme mostra a figura 4.

Figura 4 – Percentual de Captura x Tempo (Sistema 01, Carga Inicial = 40 m).



Já para o sistema 2, a curva de captura se estabilizou em um percentual de captura do rio inferior a 100%, como pode ser observado nas figuras 5, 6 e 7.

Figura 5 – Percentual de Captura x Tempo (Sistema 02, Carga Inicial = 40 m, Poços Posicionados a Montante).

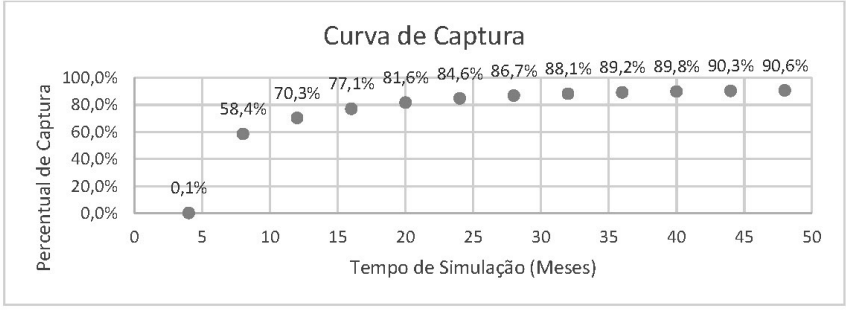


Figura 6 – Percentual de Captura x Tempo (Sistema 02, Carga Inicial = 40 m, Poços Posicionados no Centro).

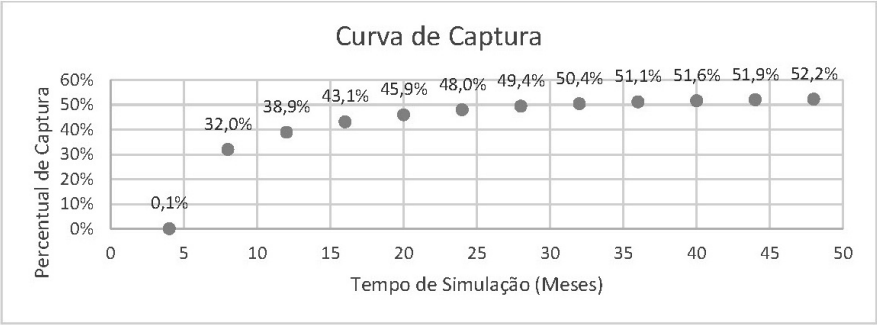
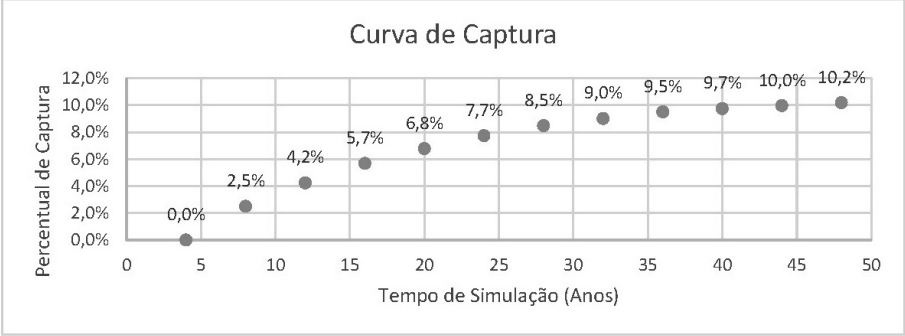


Figura 7 – Percentual de Captura x Tempo (Sistema 02, Carga Inicial = 40 m, Poços Posicionados a Jusante).



4. CONCLUSÕES

No presente trabalho, foi possível desenvolver uma metodologia de avaliação do impacto de poços aluviais no regime de escoamento fluvial. O modelo foi aplicado a diferentes configurações do sistema rio-aquífero-poços. Duas (02) configurações foram analisadas utilizando modelos computacionais de diferenças finitas aplicados a sub-bacias esquemáticas de 2,1 km de largura e 2,1 e 4,1 km de comprimento ao longo de um rio central, com um aquífero de profundidade constante isolado por barreiras impermeáveis, e a distribuição temporal da taxa de captura de uma bateria de poços localizados a 200 m do rio pôde ser devidamente calculada.

Para a bacia de 2,1 km de comprimento ao longo do rio, houve o estabelecimento de uma condição de captura total, com toda a vazão do poço sendo proveniente do rio, depois de um tempo de simulação de aproximadamente 2 anos e 7 meses, para a carga inicial no aquífero de 40 m, e 2 anos, 6 meses e 21 dias, para a carga inicial de 38 m.

Para uma bacia de maior comprimento 4,1 km de ao longo do rio, a captura total não se estabeleceu, e a parcela de captura variou com o posicionamento do rio de aproximadamente 10,7 % na posição de jusante até 52,9% na posição central e 91,4% na posição de montante. Isso pode ser um indício de que posições mais a montante podem minimizar o impacto ambiental do poço no rio.

Pela comparação de resultados obtidos para duas (02) cargas iniciais diferentes, verificou-se que os gradientes hidráulicos preliminares do aquífero não têm influência significativa na curva de captura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARANTES, E. J.; CHAUDHRY, F. H.; MARCUSSI, F. F. N. (2006) *Caracterização da interação entre rio e aquífero com o uso de infiltrômetros.* Revista Águas Subterrâneas. São Paulo. v.20, n.2. p.97-108.

BARLOW, P.M., LEAKE, S.A. (2012) *Streamflow Depletion by Wells – Understanding and managing the effects of groundwater pumping on streamflow.* U.S. Geological Survey Circular 1376. 84 p.

Disponível em :<https://pubs.usgs.gov/circ/1376/pdf/circ1376_barlow_report_5 08.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2017.

BATISTA, J. A. N. (2007); WENDLAND, E.; SCHULZ, H. E. *Simulação da interação entre águas subterrâneas e superficiais no aquífero Barreiras na região da Lagoa do Bonfim por elementos analíticos.* Revista Brasileira de Geofísica. São Paulo. v.25. no.2. p. 107-116.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da república Federativa do Brasil. Brasília, DF, 8 jan. 1997.

Disponível em: http://www.in.gov.br. Acesso em: 20 jun. 2018.

CHIANG, W.H. (2005) *3D Groundwater Modeling with PMWIN*. 2. ed. Springler, Berlin. 441 p.

Dupuit, J. *(1863) Etudes Théoriques et Pratiques sur le mouvement des Eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables.* 2 ed. Dunod, Paris. 304 p.

FETTER, C.W. (2001) *Applied Hydrogeology.* 4. ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 549 p.

Forchheimer, P. (1886) *Über die Ergiebigkeit von Brunnen-Anlagen und*

Sickerschlitzen. Z. 1 ed. Architekt. Ing.-Ver. Hannover. 563 p.

FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. (1979) *Groundwater.* 3. ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey,. 588 p.

HAITJEMA, H.M. (1995) *Analytic Element Modelling of Groundwater Flow*. 1. ed. Academic Press, San Diego, California. 394 p.

HARBAUGH, A. W. (2005) *Modflow-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model – The Ground-Water Flow Process.* 253 p.

Disponível em: <https://water.usgs.gov/ogw/modflo w/MODFLOW.html>. Acesso em: 13 jun. 2017.

MAIDMENT, D.R. (1993) *Handbook of Hydrology.* 1. ed. McGraw Hill, Austin, Texas. 1424

ESTRATÉGIA GERAL PARA PLANOS DE SEGURANÇA HÍDRICA

Samiria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

As secas prolongadas e severas ocorridas em diversas regiões do mundo nos últimos anos fizeram emergir a discussão sobre segurança hídrica na literatura cientifica e institucional.

As definições desse termo são traçadas focando na preocupação com a capacidade de fornecer, de forma acessível, água com qualidade e quantidade, e na capacidade de lidar com os riscos. A Organização das Nações Unidas definiu segurança hídrica como (ONU, 2013):

> "A capacidade de uma população de salvaguardar o acesso sustentável a quantidades adequadas de água de qualidade para garantir meios de sobrevivência, o bem-estar humano, o desenvolvimento socioeconômico; para assegurar proteção contra poluição e desastres relacionados à água, e para preservação de ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política".

Para a OCDE (2013), segurança hídrica é gerir riscos associados à água, incluindo riscos de armazenamento de água, do seu excesso e poluição, assim como os riscos de enfraquecer ou debilitar a resiliência dos sistemas de água doce.

Alguns cientistas questionam como essa literatura é diferenciada da literatura sobre gestão integrada dos recursos hídricos que tem uma longa história. Conexões ao Desenvolvimento das Metas do Milênio e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável são oferecidos para a relevância deste subcampo. A segurança hídrica também é reconhecida como principal desafio para o desenvolvimento humano, especialmente em face do perigo imposto pelo clima ou falhas institucionais que desencadeiam conflitos (LALL *et al.*, 2017).

Mason e Calow (2012) relatam que a segurança hídrica possui cinco dimensões: (i) disponibilidade de água e capacidade efetiva; (ii) gestão da variabilidade e do risco; (iii) satisfação das necessidades humanas; (iv) atenção às exigências ambientais; (v) capacidade institucional e gerenciamento dos conflitos. Percebe-se que essas dimensões podem ser efetivadas com o desenvolvimento de um processo de alocação de água eficaz e robusto.

A segurança hídrica associa-se as categorias segurança alimentar e ambiental, evidenciando a necessidade de uma gestão pautada na incerteza, na adaptação e nos riscos de falha do sistema hídrico. Um desses riscos é a seca, fenômeno recorrente do clima em algumas regiões. Nesse sentido, os impactos das secas

ocorrem em diferentes setores socioeconômicos e requerem medidas no âmbito de diferentes políticas setoriais. O planejamento deve ser consistente e considerar as especificidades locais estando em sintonia com objetivos do desenvolvimento sustentável.

Especificamente, planejar repostas às secas em longo prazo requer o desenvolvimento de uma abordagem holística e proativa que propicie a visão e análise dos diversos riscos, seja capaz de propor ações sistemáticas e antecipadas. Assim, novas políticas, regulamentos, modelos, técnicas e investimentos sempre serão necessários para gerir impactos decorrentes do crescimento populacional, da infraestrutura que se deteriora, do crescimento urbano, das mudanças climáticas e de muitas outras pressões atuais e futuras que acometem o sistema hídrico (PHILIP e SALIAN, 2011).

Deste modo, este capítulo propõe que o planejamento da seca de longo prazo seja realizado por meio da elaboração e implementação de um Plano de Segurança Hídrica. Este plano é um instrumento de definição de medidas que reduzem a vulnerabilidade quali-quantitativa dos sistemas hídricos. A estratégia da sua construção é apresentada na próxima seção.

2. ESTRATÉGIA GERAL

Para elaboração da estratégia geral do Plano de Segurança Hídrica (PSH) realizou-se uma pesquisa exploratória composta de levantamento bibliográfico, obtenção de dados secundários e diálogos com técnicos da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH) e da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). Em seguida, aplicou-se o método indutivo para elaboração da proposto.

No modelo construído, o PSH é baseado em 7 fases:

i. definição dos objetivos gerais do plano e definição dos níveis toleráveis de risco do sistema;
ii. construção de cenários futuros de usos da água e clima com vistas a condicionar a avaliação dos sistema;
iii. avaliação da segurança quantitativa dos mananciais superficiais e subterrâneos; (iv) avaliação da segurança quanto a qualidade das águas dos mananciais superficiais e subterrâneos;
iv. identificação das vulnerabilidades dos sistemas de suprimento de água em relação a quantidade e qualidade;
v. definição de estratégias de mitigação das vulnerabilidades e gestão de riscos com vista a promoção da segurança hídrica;
vi. programação de ações estruturais e não estruturais.

A Figura 1 apresenta como estas etapas se articulam. O programa de ações a ser desenvolvido no contexto do PSH deverá reduzir as vulnerabilidades do su-

primento de água em seus aspectos quantitativos e qualitativos. O mapeamento das vulnerabilidades e a avaliação do seu nível é o primeiro passo para a definição do programa de ações.

A estratégia de ações deve seguir inicialmente a abordagem apresentada na Figura 2 na qual o tipo de ação recomendada ((i) ampliação da infraestrutura e melhoria da eficiência de sua operação; (ii) Proteção e Restauração dos mananciais e (iii) gestão da demanda) é definido a partir da vulnerabilidade a ser mitigada. Cada uma das etapas do Plano será descrita na sequência do texto.

Figura 1. Etapas do Plano de Segurança Hídrica.

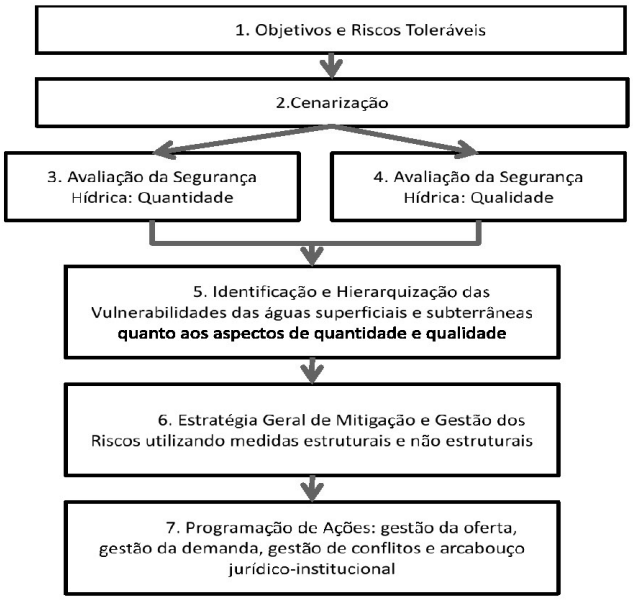
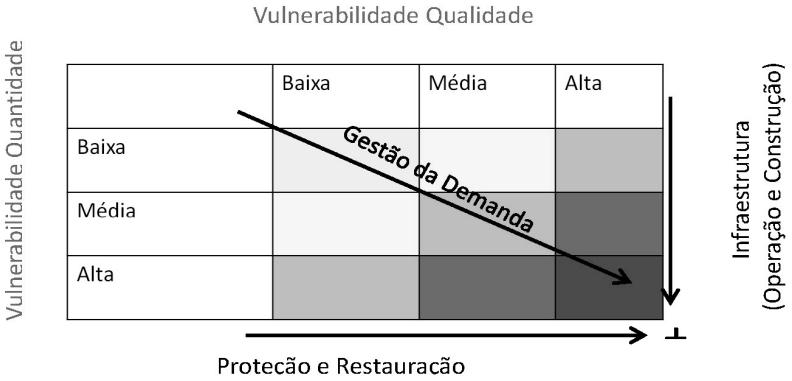


Figura 2. Tipos de Ações em função da vulnerabilidade hídrica quantitativa *ou* qualitativa



2.1. OBJETIVOS E RISCOS TOLERÁVEIS

O objetivo do plano de segurança hídrica é reduzir os riscos do sistema a um patamar menor que os valores máximos toleráveis. O risco de falha no sistema (garantias), a duração e severidade da seca e padrão mínimo de qualidade da água no período seco são definições fundamentais para o desenvolvimento do PSH.

Estes objetivos são definidos a partir de uma vontade política de uma sociedade e da disposição a pagar desta sociedade para a consecução desta vontade. Consulta junto a Companhia de Gestão de Águas (COGERH), a Secretária de Recursos Hídricos e aos Comitês de Bacia Hidrográfica será realizada para se definir o nível de risco tolerável.

2.2. CENARIZAÇÃO

O desenvolvimento de cenários futuros que representem a evolução da demanda e do clima deve ser desenvolvido com vista a parametrizar a avaliação das vulnerabilidades.

Nesta etapa, o clima futuro deve ser avaliado considerando a variabilidade e mudança do clima pesquisados no estudo da ocorrência das secas atuais, passadas e futuras. Propõe-se que esses cenários sejam combinados com o de evolução da demanda e uso da terra.

Os cenários devem ser construídos de forma a descrever futuros alternativos, como ferramenta do planejamento de uma realidade carregada de riscos. A elaboração de cenários assenta num princípio simples e que consiste em partir de um conjunto de tendências observadas no presente, e imaginar as futuras evoluções de um sistema.

Para isso, pode-se utilizar o método de construção de cenários de Michel Godet (1993). Esse método constitui-se de quatro fases:

a. Delimitação do sistema e do ambiente - O sistema é delimitado pelo objeto de estudo, seu horizonte temporal e área geográfica. Esses elementos são interligados e interdependentes e podem formar subsistemas. O ambiente é o contexto no qual o sistema está inserido.

b. Análise estrutural do sistema e do ambiente e análise retrospectiva do ambiente e da situação atual – Esta etapa consiste em elaborar uma lista das variáveis relevantes da gestão e planejamento de recursos hídricos e de seus principais atores no presente e passado. Os atores são os indivíduos, grupos, decisores, organizações que influenciam ou recebem influência do sistema e do ambiente. Para elaboração dessa lista propõe-se que seja realizada reuniões com especialistas e usuários de água e aplicado técnica de "*brainstorming*".

c. Seleção de condicionantes do futuro – Com base nas etapas anteriores sugere-se que seja elaborada uma lista das condicionantes do futuro. Essa lista tem o intuito de definir as tendências do futuro e as alianças existentes entre os atores.

d. Geração de cenários alternativos – Nesta etapa, Godet (1993) sugere a utilização do método Smic (Sistema de Matrizes de Impactos Cruzados) que atribui uma probabilidade às hipóteses a fim de escolher o cenário provável e detectar os cenários constatados. Com base nesses cenários, faz- se a cenarização futura que consiste em descrever o encaminhamento entre a situação atual e o horizonte escolhido seguindo a evolução das principais variáveis identificadas na análise estrutural. Nessa construção pode-se utilizar a análise multicritério associada à análise morfológica para fazer a combinação das diversas variáveis e configurações.

2.3. AVALIAÇÃO DA SEGURANÇA QUANTITATIVA DOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEOS

Nesta etapa avalia-se a garantia de abastecimento dos mananciais superficiais, inicialmente, através do cálculo da curva de regularização (Vazão-Garantia), aplicando-se um modelo de balanço de massa hídrica nos reservatórios do local de aplicação. Para tanto, as afluências dos reservatórios deverão ser conhecidas, podendo ser obtidas através de observação em posto fluviométrico de rede de observação nacional. Caso algum reservatório não tenha disponibilidade de informação de vazões afluentes, estas serão calculadas utilizando um modelo chuva-deflúvio.

As simulações de operação dos reservatórios poderão ser realizadas utilizando um modelo de rede de fluxo como o software AcquaNet, desenvolvido pelo laboratório de sistemas de suporte a decisões em engenharia ambiental e de recursos hídricos (LabSid) da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Também pode ser desenvolvido algoritmos computacionais e planilhas de cálculos para simulação dos reservatórios e para a otimização de algumas variáveis dos modelos hidrológicos utilizados no estudo.

Na análise dos riscos associados às garantias de abastecimentos sugere-se autilização dos critérios de frequência de falhas no atendimento da demanda, da severidade das falhas da operação, da vulnerabilidade e da resiliência do sistema (HASHIMOTO *et al.*, 1982) bem como as curvas de permanência de tempo de abastecimento e volume de água nos reservatórios, visando a análise dos cenários propostos.

2.4. AVALIAÇÃO DA SEGURANÇA QUANTO À QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEOS

A disponibilidade hídrica é condicionada pela qualidade da água dos mananciais. A variabilidade climática influencia os padrões de qualidade da água dos rios e lagos. Este efeito é mais acentuado no Nordeste Semiárido onde a reservação plurianual está associado a tempo de residência elevados (2 a 4 anos) nos reservatórios. Este elevado tempo de residência combinado com elevada evaporação concentra sais e nutrientes (ex. fósforo) no reservatório nas secas deteriorando a qualidade da água (eutrofização e salinização). Avaliação dos riscos associados à qualidade da água deve ser realizada com vistas à identificação de vulnerabilidades do sistema quanto a este aspecto.

Estruturação de base de dados observacionais deve ser realizada para uma análise estatística da dinâmica da qualidade da água. A análise da segurança hídrica com relação aos aspectos de qualidade poderá coletar dados do Inventário Ambiental de Açudes que existir em cada bacia hidrográfica.

Desenvolvimento de alternativas de metodologia de enquadramento das águas no âmbito dos reservatórios (açudes), caracterização e identificação das fontes poluidoras dos afluentes aos reservatórios, realização de análises da qualidade da água em laboratório, relacionando seus impactos nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos, modelando a qualidade da água e simulando cenários de aumento e diminuição da carga poluidora faz-se necessário.

Os inventários ambientais têm por finalidade descreverem a atual situação das localidades participantes dos estudos no sentido de estabelecer diretrizes para minimizar os impactos ao meio ambiente. Estes documentos são a base para que se possam entender os processos degradantes que o uso e a forma de ocupação do solo refletem nos recursos hídricos, subterrâneos e superficiais. Segundo Teitenberg (2003), o impacto causado pela poluição ao meio ambiente e a avaliação de sua magnitude requer: (1) a identificação de todos os locais afetados; (2) a estimativa da relação física entre as emissões de poluentes (incluindo fontes naturais) e o problema causado ao ambiente; (3) estimativa das possíveis causas no sentido de impedir ou amenizar alguma porção do problema e (4) a valoração monetária dos impactos. Esta relação entre impacto causado ao ambiente e sua avaliação monetária requer ainda metodologia que possibilite a avaliação dos seus custos.

Os mananciais de água doce podem se recuperar rapidamente de níveis moderados de resíduos degradáveis com demanda de oxigênio pela combinação da diluição e da biodegradação de tais resíduos por bactérias (MILLER Jr., 2007). A capacidade ambiental para diluir e autodepurar as cargas orgânicas em um ecossistema aquático descreve uma propriedade inerente do ambiente que é fornecer bens ambientais para assimilar os resíduos e assim minimizar o impacto de

quaisquer atividades naturais ou antrópicas (SOUTHALL *et al.*, 2004). Neste sentido, a completa descrição das fontes poluidoras fornecidas pelos inventários ambientais dos açudes acima discriminados tecerá a base de informações necessária à aplicação de modelos numéricos para a avaliação de tendências e cenários variados de emissão de poluentes e clima.

A modelagem matemática utilizando o modelo CEQUAL-W2 (LEMOS, 2015) pode ser aplicada com vista a avaliação do impacto do clima nos padrões de estratificação térmica e consequente impacto na qualidade da água. Modelo de simplificado de reservatório do tipo caixa (CHAPRA, 2008) será aplicado para avaliar o padrão de variação interanual dos nutrientes e salinidade da água. A avaliação da qualidade da água em períodos secos será realizada nesta modelagem.

A avaliação dos riscos associados a qualidade da água deve ser realizada. Quanto ao uso, o enquadramento dos corpos hídricos é um dos instrumentos previstos na legislação ambiental. A Resolução CNRH nº 91, de 05 de novembro de 2008, estabeleceu os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos hídricos superficiais. Quanto aos limites impostos aos parâmetros de qualidade da água, o enquadramento dos corpos hídricos segue como base a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que definiu as metas de enquadramento por qualidade de água a serem alcançadas ou mantidas em um dado tempo, segundo seus usos preponderantes.

As alternativas de enquadramento das águas no âmbito dos reservatórios de cada bacia (enquadramento piloto) deverão partir de extensa análise de toda a bacia (e sub-bacias) hidrográfica. A análise deverá contemplar a identificação de todos os usos atuais e futuros da água, a identificação das infraestruturas hídricas existentes e projetadas, tipos de culturas desenvolvidos em áreas de irrigação, identificação de curtumes, criação de animais entre outras atividades potencialmente ligadas à qualidade das águas.

2.5. IDENTIFICAÇÃO DAS VULNERABILIDADES DOS SISTEMAS DE SUPRIMENTO DE ÁGUA EM RELAÇÃO À QUANTIDADE E QUALIDADE

A avaliação de vulnerabilidades busca identificar o grau de suscetibilidade do sistema em relação a uma seca e produzir informações para elaborar um conjunto de respostas e/ou estratégias de ação para mitigar os impactos gerados por esse evento. Assim, essa avaliação compõe-se de três fases:

a. Identificação das vulnerabilidades – Nessa fase propõe-se a aplicação do método Pressão-Estado-Impacto-Resposta (PEIR) concebida pela The Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1993) e complementada pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2007).

b. Classificação - As vulnerabilidades identificadas devem ser classificadas quanto à sua probabilidade de ocorrência em frequente, pouco frequente e rara e quanto à sua severidade como significativa, moderada e menor;

c. Priorização – Nesta etapa sugere-se a construção de uma Matriz de Priorização Quantitativa na qual serão cruzados os níveis de probabilidade de ocorrência com os níveis de severidade.

Após as três fases, os sistemas serão classificados em função do seu nível de vulnerabilidade e devem ser hierarquizados quanto à urgência em que se requerem as ações.

2.6. DEFINIÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO DAS VULNERABILIDADES E GESTÃO DE RISCOS COM VISTA A PROMOÇÃO DA SEGURANÇA HÍDRICA

A efetivação das estratégias de mitigação das vulnerabilidades pauta-se numa governança dotada de instrumentos eficientes de gestão, legitimadas pela participação social que deve ter canais de interlocução com o poder público para que possam ser operadas no âmbito de uma governabilidade que reconheça a relevância de tais propostas sob a ótica de ações proativas que extrapolam ações de cunho emergencial.

A definição das estratégias pode ser realizada por meio da aplicação da técnica Delphi (TUROFF e HAROLD, 1975) que em sua concepção original busca um consenso de opiniões de um grupo de especialistas a respeito de um determinado evento. Neste estudo, a técnica será aplicada para que especialistas, individualmente e geralmente de forma anônima, apresentem ideias para a mitigação das vulnerabilidades identificadas.

Para isso, inicialmente, as vulnerabilidades devem ser listadas aos especialistas para que eles possam fornecer ideias para mitiga-las. Em seguida, um facilitador recolhe as opiniões e fornece a todos um sumário das ideias apresentadas. Com base nessa informação os especialistas reveem a sua posição, alteram-na ou apresentam novas ideias. Ao fim de um determinado número de ciclos dever-se-á ter chegado a um conjunto de ações e/ou estratégias factíveis de serem aplicadas no planejamento dos recursos hídricos.

As estratégias definidas com a técnica Delphi serão classificadas em três dimensões: gestão da oferta, gestão da demanda, e gestão dos conflitos. Atuar apenas em uma dessas dimensões impossibilita a efetiva gestão dos recursos hídricos. Assim, a articulação dessas três dimensões oportuniza uma gestão possibilita a redução da vulnerabilidade do sistema frente às variabilidades e mudanças climáticas, contribuindo desta forma para o aumento da sua resiliência.

2.7. PROGRAMAÇÃO DE AÇÕES ESTRUTURAIS E NÃO ESTRUTURAIS

As ações previstas nas estratégias devem ser avaliadas por meio de uma análise de viabilidade econômica a fim de definir a melhor alternativa dentro de suas dimensões.

A análise de viabilidade econômica integra o rol de atividades desenvolvidas pela engenharia econômica, que busca identificar quais são os benefícios esperados em dado investimento para colocá-los em comparação com os custos associados ao mesmo, a fim de verificar a sua viabilidade de implementação. Existem várias técnicas de avaliação econômica de alternativas, contudo, neste estudo será utilizada a técnica do valor presente líquido (VPL).

O VPL é a técnica de análise de econômica mais conhecida e mais utilizada. Ele representa a concentração de todos os valores esperados de um fluxo de caixa na data zero. Desta forma, a determinação do valor presente líquido (VPL) de investimento usa o conceito de fluxo de caixa descontado, calculando o somatório do valor presente dos fluxos de caixa (FC) que ocorrem nos instantes t = 0, 1, ..., z, a uma taxa de desconto denominada de taxa mínima de atratividade (TMA).

$$VPL = FC_0 + \sum_{t=1}^{z} \frac{FC_t}{(1+TMA)^t} \quad (9)$$

Em que, é o fluxo de caixa inicial, é o fluxo de caixa no tempo t e TMA é a taxa mínima de produtividade.

A taxa mínima de atratividade representa a taxa de desconto do fluxo de caixa, compatível com a natureza e as características das ações, bem como com a expectativa mínima de emulação do planejador de recursos hídricos, em face as suas carteiras de ações para mitigar as vulnerabilidades.

A avaliação de uma alternativa ocorrerá a partir de três resultados, tais como: (a) o VPL > 0 significa aceitar a alternativa; (b) VPL < 0 significa rejeitar a alternativa e (c) VPL = 0 significa ser indiferente em aceitar ou não a alternativa.

Com isso, o valor calculado equivale ao fluxo do dinheiro da data zero. Vale salientar que caso avalie dois ou mais alternativas, aquela que apresentar o valor mais positivo de VPL será a mais rentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAI, XIMING., et al. Key issues in drought preparedness: Reflections on experiences and strategies in the United States and selected countries. Water Security, v.2, p. 32–42, 2017

HAROU, J. J. et al**.** Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. Journal of Hydrology, v. 375, n. 3-4, p. 627-643, 2009.

KICH, J. I. D. F., PEREIRA, M. F., ALMEIDA, M. I. R. D., & MORITZ, G. D. O. (2010). Planejamento Estratégico: uma abordagem sistêmica. *Revista Reuna*, 15(2).

LALL, UPMANU. Water Security, v1, p. 1–2. 2017.

MASON, N.; CALOW, R. Water security: from abstract concept to meaningful metrics - an initial overview of options. ODI Working Paper 357. London: Overseas Development Institute, 2012.

PINHEIRO, M. I. T. Tipologia de Conflitos de Usos das Águas: Estudos de Casos no Estado do Ceará. Universidade Federal do Ceará. Dissertação de Mestrado.

VARRIS, OLLI.; KESKINEN, M.; KUMMUM, MATTI. Four dimensions of water security with a case of the indirect role of water in global food security. **Water Security**, v. 1, p. 36–45, 2017.

VOLTOLINI, Ricardo (organizador). Terceiro setor: planejamento e gestão. 2a edição, São Paulo, Editora Senac São Paulo, 2004.

WHITE, I. D. MOTTERSHEAD, D.N., AND HARRISON, S. J. (1992), *Environmental Systems: An Introductory Text*. Second ed., Chapman & Hall, New York.

WILHITE, D. A; HAYES, M. J; KNUTSON, C. L. Drought preparedness planning: building institutional capacity. 2005. pp. 93–136.

WILHITE, D.A; BUCHANAN-SMITH, M. Drought as a natural hazard: understanding the natural and social context. In: Wilhite D.A. (ed) Drought and water crises: science, technology, and management issues. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 3–29.

YOUNG, O. R. (2010). "Institutional dynamics: Resilience, vulnerability and adaptation in environmental and resource regimes." Global Environmental Change20(3): 378–385.

PROSPECTIVA ESTRATÉGICA PARA A ANÁLISE DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS

Renata Locarno Frota
Francisco de Assis Souza Filho
Samiria Maria Oliveira Silva
Victor Costa Porto
Renan Vieira Rocha
Amanda Vieira e Silva

1. INTRODUÇÃO

O planejamento dos recursos hídricos é bastante complexo, pois existe uma alta incerteza devido à fatores climáticos e político-econômicos que impactam a oferta e demanda de água. Nele está inserido a busca pela conservação da água, resolução de conflitos, redução das vulnerabilidades e dos riscos, controle e fiscalização da poluição. Trata-se de um processo contínuo de tomada de decisão e está pautado na análise de sistemas.

A análise de sistemas surge da Teoria Geral dos Sistemas desenvolvida pelo biólogo alemão Ludwing Von Bertalanffy como uma abordagem estrutural-funcional segundo a qual, a função do sistema constitui-se no que se deve realizar para que ele e sua estrutura se mantenham (KICH *et al.*, 2010).

A aplicação da análise de sistemas no planejamento dos recursos hídricos teve início, de forma mais intensa, em 1956, no Havard Water Program of the Graduate School of Public Administration. Esse projeto visava otimizar os sistemas de recursos hídricos por meio de modelos matemáticos e séries temporais (MAASS *et al.*, 1962; GRIGG, 1996). As técnicas de otimização possibilitavam a operação dos reservatórios de forma a satisfazer um conjunto de critérios. Wurbs (1993) afirma que uma gama de modelos fora desenvolvida para avaliar o comportamento das operações de reservatórios. Esses modelos utilizavam programação linear (LP), programação não linear e programação dinâmica (DP). Muitas vezes eles funcionam melhor quando combinados como podemos observar em um estudo de otimização em tempo real que foi desenvolvido para determinar os cronogramas de liberação reservatórios para geração de energia hidrelétrica no California Central Valley Project (YEH, 1981). Já Chung & Helweg (1985) associaram DP com HEC-3 em uma análise de políticas operacionais para o Lago Oroville e o Reservatório de San Luis.

Segundo Libanio (2017), em sua pesquisa the experience of Brazil's National Water Management Pact, os resultados e impactos das políticas nacionais e subnacionais de água do Brasil são difíceis de medir devido à falta de informações confiáveis e padronizadas, o que dificulta o estudo.

Ao longo dos anos, também, foram criados diversos softwares para facilitar a análise de sistemas, dentre os quais, pode-se citar o HEC criado pelo The Corps of Engineers' Hydrologic Engineering Center, que possui vários modelos como SSARR, MITSIM, IRIS, TAMUWRAP, RSS, REZES, MODSIM.

A abordagem inicial da análise de sistemas tornou-se um processo matemático e computacional sendo criticado por diversos pesquisadores como Rogers & Fiering (1986) por ser limitado na representação social, política e ambiental (HAROU *et al*., 2009) e por isso, difícil de ser utilizada para compreender os sistemas de recursos hídricos que compõem-se de elementos advindos de dois ambientes distintos e inseparáveis: o ambiente físico, químico e biológico e o ambiente cultural com dimensões sociais, políticas, econômicas e tecnológicas (WHITE *et al*., 1992).

Conforme Kunzler (2004), os elementos importados dos dois ambientes não são prontos e acabados. Uma vez selecionado um elemento, este será processado pelo sistema de acordo com a função que desempenha.

Dessa forma, compreender os sistemas de recursos hídricos é entender uma dupla complexidade: a do ambiente e a do próprio sistema. E entender que os sistemas para sobreviver a complexidade do ambiente, que cria constantemente novas possibilidades de forma inesperada, precisa evoluir e mudar suas estruturas (KICH *et al*., 2010).

Considerando o conceito de White *et al.* (1992), os sistemas de recursos hídricos podem, então, ser denominados de sistemas sócio-naturais. Segundo Luhmann (2011), os sistemas sociais são autorreferenciais e autopoiéticos O primeiro porque são "capazes de operar com base em suas próprias operações constituintes" (p. 78). São autopoiéticos porque produzem sua própria estrutura e todos os elementos que o compõem (p. 89). Essas características impossibilitam a utilização de uma teoria puramente matemática para a sua compreensão.

As dificuldades e os conceitos apresentados apontam para a necessidade de incorporar novas abordagens de análise de sistemas no planejamento dos recursos hídricos.

Nesse contexto, o artigo propõe analisar o sistema de recursos hídricos do Sistema Jaguaribe Metropolitano por meio da prospectiva estratégica. Para isto, será utilizado o método Micmac (Multiplicação matricial aplicada a uma classificação) desenvolvido por Michel Godet em 1973.

O Micmac permite identificar os componentes do sistema e suas variáveis-chave, isto é, as variáveis que influenciam todo o sistema e que devem ser o principal alvo dos estudos prospectivos.

A abordagem MICMAC permite identificar as variáveis socioeconômicas e as naturais identificando as interrelações existentes entre os mesmos podendo-se desta forma identificar a estrutura e interrelações do sistema socio-natural. Esta representação permite a identificação de variáveis chave e a construção de cená-

rios consistentes para o planejamento de recursos hídricos.

Esta metodologia foi realizada no Estado do Ceará. O estado do Ceará localiza-se na região Nordeste do Brasil. Segundo a Portaria nº 05, de 10 de outubro de 2002, o Ceará tem 148.826 Km² de território, sendo que 86,82% deste total se caracteriza como semiárido, isto, conforme a atualização do mapa geográfico e social do semiárido brasileiro, efetuada através da Portaria de 16 de março de 2005, do Ministério da Integração Nacional, que deu nova delimitação ao semiárido. Segundo o censo de 2010 do IBGE, este estado tem uma população mais de 8 milhões e possui elevada evaporação e grande variabilidade espacial do regime de chuvas.

2. PROSPECTIVA ESTRATÉGICA

A prospectiva estratégica passou a fazer parte do planejamento de muitas organizações no intuito de reduzir as incertezas do futuro como descrevem alguns autores Porter (1989); Godet (2000); Marcial, Grumbach (2008); Schwartz (2000).

Segundo Sousa (2013), ela trata de uma das ferramentas mais adequadas para a definição de estratégias em ambientes incertos. O filíosofo Gaston Berger, em 1957, utilizou pela primeira vez o termo prospective baseado no verbo latino prospicere e que significa "olhar para longe" (MARCIAL e GRUMBACH, 2008). Posteriomente Michel Godet adotou a mesma palavra para explicar a sua visão prospectiva.

Abdoli *et al.* (2017) utilizou a prospectiva estratégia associada ao método Micmac para traçar um plano de desenvolvimento da província de Bushehr, Irã, área de extrema importância para a indústria de petróleo e gás. O estudo identificou 30 fatores de grande importância e posteriormente criou 4 cenários em um horizonte até 2025.

Surahman *et al.* (2018) empregou a perspectiva estratégica e a construção de cenários para identificar as variáveis mais influentes e dependentes em um sistema de produção agricula da Indonésia para permitir a utilização agrícola de curto prazo de turfeiras degradadas de forma relativamente sustentável.

Existem duas experiências de destaque de estudos prospectivos aplicadas a área de recursos hídricos, são elas Visão Mundial da Água (World Water Council, 2000) e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) de 2003. Ambos os estudos objetivaram alcançar estratégias de desenvolvimento de ações sustentáveis em relações aos recursos hídricos, para isto, foram elaborados cenários prospectivos. Estes trabalhos tiveram relevância internacionalmente pois mobilizaram várias pessoas para a elaboração de cenários prospectivos. (Nascimento *et al.*, 2010).

Segundo Marcial & Grumbach (2008), os cenários prospectivos são combinações de variáveis que descrevem diversos futuros possíveis e suas ligações com o presente. Além disso, esses estudos são um dos instrumentos mais qualificados para delinear estratégias em situações de incerteza e risco, mas não se propõe em acabar com as incertezas, apenas reduzi-las (BRANDALISE *et al,* 2012; SOUSA, 2013).

3. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do estudo, inicialmente foi realizado um levantamento bibliográfico para coleta de variáveis que caracterizam o sistema de recursos hídricos do estado do Ceará. Essas variáveis foram utilizadas na elaboração de uma matriz estrutural. Na sequência, essa matriz foi aplicada para atores envolvidos na gestão de recursos hídricos. As informações obtidas foram analisadas para posterior elaboração do diagrama de influência-dependência. As etapas da aplicação do método Micmac estão descritas a seguir:

Levantamento das variáveis que caracterizam o sistema de recursos hídricos.

Nesta etapa realizou-se uma pesquisa exploratória composta de levantamento bibliográfico e diálogos com técnicos da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do estado do Ceará a fim de identificar as variáveis que caracterizam o sistema de recursos hídricos.

Descrição da relação entre as variáveis

Para descrever a relação entre as variáveis que caracterizam o sistema de recursos hídricos foi construída uma matriz quadrada chamada de matriz de análise estrutural na qual as variáveis foram relacionadas por múltiplos cruzamentos conforme apresentado na Tabela 1 e anexo 1.

Tabela 1. Modelo de matriz de análise estrutural.

Variáveis	V1	V2	V3
V1			
V2			
V3			

O preenchimento da matriz foi realizado por atores envolvidos na gestão de recursos hídricos do Ceará sendo eles técnicos, cientistas e usuários de água. Para isso, foi realizado uma oficina na qual foi explicado o método MicMac e apresentado a definição de cada variável da matriz.

Para cada par de variáveis foi respondido sobre a existência ou não de relação direta utilizando os seguintes índices:

- (0) não tem influência;
- (1) influência fraca;

- (2) influência média;
- (3) Influência forte;
- (4) em potencial.

Em seguida, avaliou-se qual a variável mais influente e dependente do sistema. A influência foi dada pelo somatório dos índices de uma mesma linha da matriz quadrada. Enquanto que a dependência foi representada pelo somatório dos índices de uma mesma coluna.

A matriz também pode ser analisada considerando as influências direta e indireta. A influência direta ocorre quando uma variável afeta diretamente outra e vice-versa. Já a indireta existe quando uma variável afeta outra e esta afeta uma terceira, portanto a primeira e a terceira variável possuem uma influência indireta, ou seja, existe uma "*hidden variable*" que em alguns casos pode afetar bastante o resultado, sendo necessário elevar a matriz a uma potência. Neste estudo visamos apenas a matriz direta.

A classificação potencial significa que uma variável possui pouca influência sobre outra atualmente, porem terá influência forte no futuro (Godet, 1994). Portanto, quando a classificação for não potencial o que foi classificado como 4 transforma-se em zero e quando for potencial, 4 em 3. Neste estudo foi utilizado a classificação não potencial.

- ***Identificação das variáveis-chave***

As variáveis-chave foram identificadas por meio do diagrama de influência-dependência. Este diagrama é representado pelo eixo X, a dependência, e pelo eixo Y, a influência e quatro quadrantes. Cada quadrante representa um perfil de variável:

- Quadrante 1 – Tem-se as variáveis de entrada. Elas regem os acontecimentos futuros e são, ao mesmo tempo, muito influentes e pouco dependentes;
- Quadrante 2- Tem-se as variáveis de ligação. Estas exercem alta influencia no sistema, mas também é muito dependente, gerando instabilidade;
- Quadrante 3- Tem-se as variáveis de resultado. O desempenho delas depende das variáveis de entrada;
- Quadrante 4 – Tem-se as variáveis excluídas/de pelotão. Elas influenciam pouco ou nada no sistema, podendo ser eliminadas.

O diagrama de influência dependência foi construído utilizando o software livre R.

4. RESULTADOS

A lista de variáveis que caracterizam o sistema foi obtida do estudo Prospecção no Universo das Águas de Nascimento *et al.* (2010). Esta lista foi composta de 47 variáveis tais como: conservação de biomas, aquicultura, infraestrutura hídrica e extremos hidrológicos.

A matriz possui 47 linhas e colunas e foi respondida por 6 técnicos da Companhia de Gestão do Estado do Ceará e 3 especialistas na área de recursos hídricos.

A partir das matrizes de análise estrutural, criou-se uma matriz mediana potencial. Esta foi avaliada por meio do método MICMAC que foi construído no software livre R. esta matriz foi utilizada para a construção do diagrama Influência-Dependência (Figura 1).

Os valores de dependência e influência podem ser visualizados na tabela 2. Por esta Tabela verificou-se que a variável mais influente é "Eventos Hidrológicos Críticos - Seca" e a mais dependente é "Abastecimento humano". Observou também que a variável "Quantidade de água superficial disponível" tem influência forte sobre a variável "Atividade de agricultura irrigada". E a variável "investimento no setor de infraestrutura" é bastante dependente de "Interferência política". As variáveis "Bioinvasão acidental" e "Bioinvasão Intencional" têm baixa dependência e baixa influência, portanto podem ser excluídas. Vale ressaltar que por existirem muitas variáveis, torna-se impraticável relatar todas as relações.

O diagrama de Influência-Dependência é apresentado na Figura 1. Observou-se que 60% das variáveis são de ligação e causam instabilidade para o sistema devido a sua elevada dependência e influência frente às outras variáveis. Além disso, 8,5% das variáveis influem pouco ou nada para o sistema e podem ser desprezadas. Enquanto que 23% são fortemente determinadas pelas variáveis de entrada e de ligação, ou seja, são variáveis de resultado, e 8,5% são de alta motricidade e pouca dependência, sendo responsáveis pelos acontecimentos futuros.

Por meio do diagrama é possível identificar as variáveis chave Eventos hidrológicos críticos – Seca, Eventos hidrológicos críticos – Cheias, Mudanças climáticas e Implementação institucional do SIGERH. Estas encontram-se no primeiro quadrante, portanto são as de maior motricidade, ou seja, as que regem os acontecimentos futuros e, consequentemente, de maior respaldo para o sistema em cenários prospectivos.

A distribuição das variáveis no diagrama também deve ser considerada, pois caso este tenha formato em L, o diagrama é caracterizado como estável, caso contrário, é instável. Neste estudo o diagrama é considerado instável., ou seja, possui muitas variáveis com muita influência e dependência e qualquer ação sobre elas irá alterar outra.

A Figura 2 expõe um grafo de interrelações das variáveis com influência forte. Foi feito deste modo para facilitar a visualização e compreensão do grafo. Assim ele só apresenta as variáveis de entrada e de ligação, sendo as de maior influência nas extremidades e as de maior dependência no centro. Caso ele apresentasse variáveis excluídas elas também se encontrariam nas extremidades.

5. CONCLUSÕES

A análise realizada neste estudo por meio da aplicação do método Micmac é uma forma de refletir sobre o comportamento do sistema hídrico e identificar variáveis estruturais avaliando a sua influência e dependência.

Identificou-se como variáveis-chave do sistema: Eventos hidrológicos críticos (Seca), Eventos hidrológicos críticos (Cheia), Mudanças climáticas e Implementação Institucional do SINGERH. As secas têm marcado historicamente o Ceará e as mudanças climáticas tem sido tema de diversas discussões a nível global. O gerenciamento das bacias hidrográficas é uma tarefa difícil e nem sempre possível. Estas quatro variáveis são incertezas críticas assim, elas delineiam o futuro e devem ser elementos base dos estudos de prospecção.

As variáveis identificadas são oriundas do ambiente a qual o sistema de recursos hídricos do Ceará está inserido. Assim, elas são capazes de promover a sua adaptação e reestruturação caso sejam consideradas dentro do planejamento.

Um método semelhante, análise de redes sociais, foi explorado por Ogada *et al.* (2017), que foram usados diagrama de influência/interesse e diagrama de rede para analisar as características sociais e estruturais das partes interessadas na bacia do Lago Naivasha, no Quênia. Porém, neste trabalho foram determinadas as variáveis hidrológicas.

O desenvolvimento do estudou apresentou dificuldade devido a logística de aplicação da matriz, pois os recursos financeiros foram escassos. Dessa forma recomenda-se que o estudo seja aplicado a um maior número de atores envolvidos na gestão de recursos hídricos. Além disso, sugere-se que em estudos futuros seja realizado a elaboração de cenários prospectivos com base nas variáveis-chave identificadas nesta análise. Esta metodologia permite delinear ações e medidas caso essas variáveis perturbem o sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdoli, S., Habib, F., & Babazadeh, M. (2018). Making spatial development scenario for south of Bushehr province, Iran, based on strategic foresight. Environment, Development and Sustainability, 20(3), 1293-1309. doi: 10.1007/s10668-017-9940-x.

Brandalise, L. T., Rojo, C. A., da Mata, D. M., & de Souza, A. F. (2012). Simulação de cenários e formulação de estratégias competitivas: o caso do atacado

liderança. Revista Gestão & Tecnologia, 12(3), 223-257. doi: 10.20397/2177-6652/2012.v12i3.464

Chung, I., & Helweg, O. (1985). Modeling the California state water project. Journal of Water Resources Planning and Management, 111(1), 82-97. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1985)111:1(82)

Duperrin, J. C., & Godet, M. (1973). Méthode de hiérarchisation des éléments d'un système: essai de prospective du système de l'énergie nucléaire dans son contexte sociétal. CEA.

Godet, M. From anticipation to action. Tradução de Clare Degenhardt. Paris: UNESCO Publishing, 1994.

Godet, M., Monti, R., Meunier, F., & Roubelat, F. (2000). A caixa de ferramentas" da prospectiva estratégica (Caderno, No. 5). Lisboa: Centro de Estudos de Prospectiva e Estratégia.

Grigg, N. S. (1996). Water resources management: principles, regulations, and cases (No. 631.7 G72). New York: McGraw-Hill.

Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D. E., Medellín-Azuara, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. Journal of Hydrology, 375(3-4), 627-643. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.037

Kich, J. I. D. F., Pereira, M. F., Almeida, M. I. R. D., & Moritz, G. D. O. (2010). Planejamento Estratégico: uma abordagem sistêmica. Revista Reuna, 15(2).

de Morais Kunzler, C. (2004). A teoria dos sistemas de Niklas Luhmann. Estudos de sociologia, 9(16).

Libanio, P. A. C. (2017). Promoting and assessing water governance at subnational level: the experience of Brazil's National Water Management Pact. Water International, 42(4), 385-399.doi: 10.1080/02508060.2017.1328638

Luhmann, N. Introdução a teoria dos sistemas. 3ed. Rio de Janeiro: Vozes, 2011.

Grumbach, R. J. D. S., & Marcial, E. (2008). Cenários prospectivos: como construir um futuro melhor. Rio de Janeiro: FGV.

Maass, A., Hufschmidt, M. M., Dorfman, R., Thomas, H. A., Marglin, S. A., Fair, G. M., ... & Fiering, M. B. (1962). Design of water-resource systems.

do Nascimento, E. P., Neves, M. J. M., & Christofidis, D. (2010). Prospecção no universo das águas: a experiência da construção de cenários no plano nacional de recursos hídricos no Brasil, 2005-2006. Geosul, 25(49), 27-62.doi: 10.5007/2177-5230.2010v25n49p27

Ogada, J. O., Krhoda, G. O., Van Der Veen, A., Marani, M., & van Oel, P. R. (2017). Managing resources through stakeholder networks: collaborative water governance for Lake Naivasha basin, Kenya. Water international, 42(3), 271-290.doi: 10.1080/02508060.2017.1292076

Porter, M. E. Vantagem competitiva: criando e sustentando um desempenho superior. 19ª. Ed. Rio de Janeiro: Campus, 1989.

Rogers, P. P., & Fiering, M. B. (1986). Use of systems analysis in water management. Water Resources Research, 22(9S).doi: 10.1029/WR022i09Sp0146S

Sousa, C. S. G. D. (2013). Cenários prospectivos da produção do biodiesel no Brasil em 2020.

Schwartz, P. (2000). A arte da visão de longo prazo. São Paulo: Nova Cultural.

Surahman, A., Soni, P., & Shivakoti, G. P. (2018). Improving strategies for sustainability of short-term agricultural utilization on degraded peatlands in Central Kalimantan. Environment, Development and Sustainability, 1-21.doi: 10.1007/s10668-018-0090-6

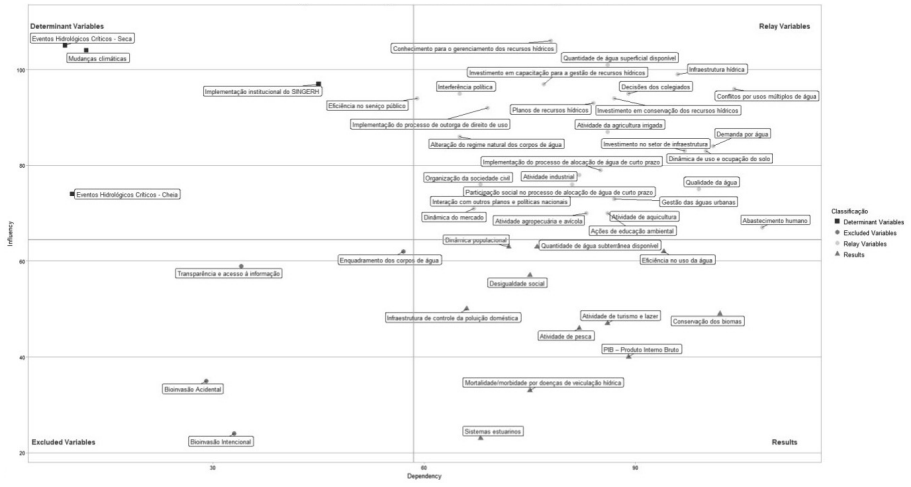
White, I. D. Mottershead, D.N., and Harrison, S. J. (1992), Environmental Systems: An Introductory Text. Second ed., Chapman & Hall, New York.

Wurbs, R. A. (1993). Reservoir-system simulation and optimization models. Journal of water resources planning and management, 119(4), 455-472. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1993)119:4(455)

Yeh, W. W-G. (1981). Real-time reservoir operations: The California Central Val- ley Project case study. Proc., Nat. Workshop on Reservoir System Operations, G. H. Toebes and A. A. Sheppard, ASCE, New York, N.Y.

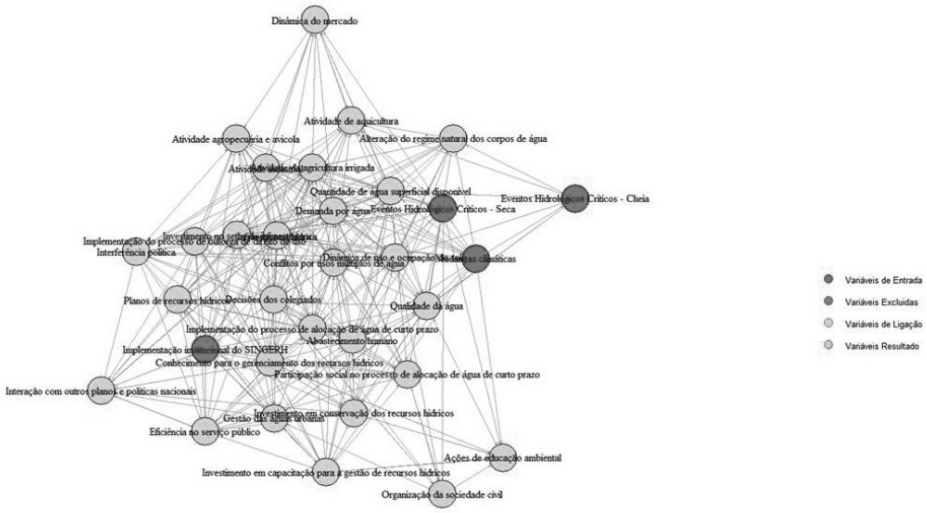
FIGURAS

Figura 1 – Diagrama de Influência-Dependência



Fonte: Autor

Figura 2 – Grafo de interrelações entre variáveis influência forte



TABELAS

Tabela 2– Valores de Influência e Dependência de cada variável

	VARIÁVEL	INFLUÊNCIA	DEPENDÊNCIA	CLASSIFICAÇÃO
1	Qualidade da água	75	99	Variáveis de ligação
2	Quantidade de água superficial disponível	101	86	Variáveis de ligação
3	Quantidade de água subterrânea disponível	63	76	Variáveis de resultado
4	Alteração do regime natural dos corpos de água	86	65	Variáveis de ligação
5	Eventos Hidrológicos Críticos - Seca	105	9	Variáveis de entrada
6	Eventos Hidrológicos Críticos - Cheia	74	10	Variáveis de entrada
7	Bioinvasão Intencional	24	33	Variáveis excluídas
8	Bioinvasão Acidental	35	29	Variáveis excluídas
9	Conservação dos biomas	49	102	Variáveis de resultado
10	Dinâmica de uso e ocupação do solo	83	100	Variáveis de ligação

11	Sistemas estuarinos	23	68	Variáveis de resultado
12	Mortalidade/morbidade por doenças de veiculação hídrica	33	75	Variáveis de resultado
13	Infraestrutura de controle da poluição doméstica	50	66	Variáveis de resultado
14	Abastecimento humano	67	108	Variáveis de ligação
15	Desigualdade social	57	75	Variáveis de resultado
16	Organização da sociedade civil	76	68	Variáveis de ligação
17	Transparência e acesso à informação	59	34	Variáveis excluídas
18	Dinâmica populacional	63	72	Variáveis de resultado
19	Demanda por água	84	101	Variáveis de ligação
20	Atividade da agricultura irrigada	87	86	Variáveis de ligação
21	Atividade industrial	78	82	Variáveis de ligação
22	Atividade de pesca	46	82	Variáveis de resultado
23	Atividade de aquicultura	70	86	Variáveis de ligação
24	Atividade de turismo e lazer	47	86	Variáveis de resultado
25	Atividade agropecuária e avícola	70	83	Variáveis de ligação
26	PIB – Produto Interno Bruto	40	89	Variáveis de resultado
27	Investimento no setor de infraestrutura	83	97	Variáveis de ligação
28	Eficiência no uso da água	62	94	Variáveis de resultado
29	Gestão das águas urbanas	73	87	Variáveis de ligação
30	Enquadramento dos corpos de água	62	57	Variáveis excluídas
31	Planos de recursos hídricos	93	84	Variáveis de ligação
32	Implementação do processo de alocação de água de curto prazo	79	85	Variáveis de ligação
33	Participação social no processo de alocação de água de curto prazo	76	81	Variáveis de ligação

34	Implementação do processo de outorga de direito de uso	92	69	Variáveis de ligação
35	Mudanças climáticas	104	12	Variáveis de entrada
36	Decisões dos colegiados	95	89	Variáveis de ligação
37	Interferência política	95	65	Variáveis de ligação
38	Ações de educação ambiental	70	86	Variáveis de ligação
39	Implementação institucional do SINGERH	97	45	Variáveis de entrada
40	Investimento em conservação dos recursos hídricos	94	87	Variáveis de ligação
41	Investimento em capacitação para a gestão de recursos hídricos	97	77	Variáveis de ligação
42	Conflitos por usos múltiplos de água	96	104	Variáveis de ligação
43	Dinâmica do mercado	71	67	Variáveis de ligação
44	Eficiência no serviço público	94	59	Variáveis de ligação
45	Conhecimento para o gerenciamento dos recursos hídricos	106	78	Variáveis de ligação
46	Interação com outros planos e políticas nacionais	74	68	Variáveis de ligação
47	Infraestrutura hídrica	99	96	Variáveis de ligação

ANEXO

Anexo 1 – Matriz de análise estrutural potencial

Variables	COD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Water Quality	1		0	0	0	0	0	1	2	3	2	3	3
Surface Water Supply	2	3		2	3	3	3	1	1	3	2	2	2
Underground Water Supply	3	2	2		1	0	0	0	0	2	2	1	1
Water Bodies Alterations	4	3	3	3		1	1	1	2	3	3	3	1
Hydrological Extremes - Drought	5	3	3	3	2		0	0	0	3	3	2	2
Hydrological Extremes - Flood	6	3	3	3	3	0		0	3	2	3	3	2
Intencional Bioinvasion	7	3	0	0	0	0	0		0	3	1	2	1
Accidental Bioinvasion	8	3	0	0	0	0	0	0		3	1	2	1
Biomes Conservation	9	3	3	2	3	1	1	0	0		2	3	2
Land Use Dynamics	10	3	3	3	3	1	2	2	2	3		3	2
Estuaries Systems	11	1	1	0	0	0	0	0	0	2	1		1
Mortality due to waterborne diseases	12	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	

Fonte: Autor

REGULARIZAÇÃO DE VAZÃO A LONGO PRAZO PARA O NORDESTE BRASILEIRO

Wescley de Souza Fernandes
Cleiton da Silva Silveira

1. INTRODUÇÃO

Uma grande parte da variabilidade interanual do clima sobre a América do Sul é modulado pelos padrões atmosféricos em resposta ao fenômeno El Niño – Oscilação Sul (ENSO) no Pacífico equatorial (ACEITUNO, 1988; PEZZI e CAVALCANTI, 2001; COELHO et al., 2002) e pelo gradiente meridional de anomalias de TSM sobre o Atlântico tropical. A combinação das circulações atmosféricas anômalas induzidas pelas distribuições espaciais de TSM sobre os Oceanos Pacífico equatorial e Atlântico tropical afeta o posicionamento latitudinal da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) sobre o Atlântico, influenciando a distribuição da precipitação sobre a bacia do Atlântico e norte da América do Sul.

Diversos estudos analisam a estrutura de baixa frequência do clima (por exemplo, oscilações El Niño- Oscilação Sul-ENOS, Oscilação Decadal do Pacífico-ODP e Oscilação do Atlântico Norte-OAN) e têm procurado desenvolver cenários de vazões considerando essa variabilidade (DETTINGER *et al.*, 1995; GHIL & VAUTARD, 1991; KEPPENNE & GHIL, 1992; KEPPENNE & LALL, 1996; LALL & MANN, 2005; MANN & PARK, 1994, 1996; KNOW *et al.*, 2007, SOUZA FILHO *et al.*, 2008).

Andreoli *et al.* (2004), documentaram flutuações de anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) no Atlântico Tropical Norte e o Atlântico Tropical Sul, como parte de dois modos decadais de periodicidades distintas, separadas pela zona de convergência intertropical-ZCIT (10 anos no Atlântico norte e 14 anos no sul). Zhang *et al.* (1997) descreveram outra característica da oscilação da TSM do Oceano Pacífico similar ao ENSO, ocorrendo em escala interdecadal. A este fenômeno foi atribuído o nome de Oscilação Decadal do Pacífico (ODP).

Zhang et al. (1997) descrevem outra característica da oscilação da TSM do Oceano Pacífico similar ao ENSO, ocorrendo em escala interdecadal. A este fenômeno foi atribuído o nome de Oscilação Decadal do Pacífico (ODP). Mantua e Hare (2002) demonstraram que no século XX as flutuações da ODP foram mais evidentes em duas periodicidades, apresentando um ciclo de 15 a 25 anos e outro de 50 a 70 anos. A ODP apresenta duas fases: na fase negativa da ODP as características são anomalias negativas de temperatura na superfície do mar (TSM) no Pacifico Tropical e, simultaneamente anomalias de TSM no Pacifico Extratropical; e a tendência é que ocorra um maior número de episódios de La Niña que tendem a ser mais intensos. Ao mesmo tempo se dá uma menor frequência de eventos do El Niño que tendem a ser curtos e rápidos. Já na fase positiva da ODP, a tendência é de um maior número de episódios do El Niño que tendem a ser mais intensos. Em contrapartida, se registra um menor número de La Niña e que tendem a ser menos expressivos (WANG, et al. 2012).

As influências dessa oscilação de escala interdecadal na variabilidade climática da América do Sul foram também investigadas por Andreoli e Kayano (2005). Estes trabalhos demonstraram que esse fenômeno influencia o volume de precipitação e que eventos de maior chuva (menor chuva) acontecem quando o ENSO e a ODP estão na mesma (oposta) fase. Silva et al. (2011) também mostraram que em eventos de ODP positiva intensificaram as anomalias de precipitação o sudeste da América do Sul durante eventos de El Nino, com maior convergência do fluxo de umidade na região.

SANTOS et al (2016) averiguaram uma relação inversa entre a AMO(Oscilação Multidecadal do Atlântico) e a precipitação na América do Sul, quando a AMO se apresentou negativa/positiva, a precipitação sobre o continente da América do Sul aumentou/diminuiu.

O objetivo deste trabalho é avaliar como a ODP e AMO influenciam as vazões regularizadas no Ceará.

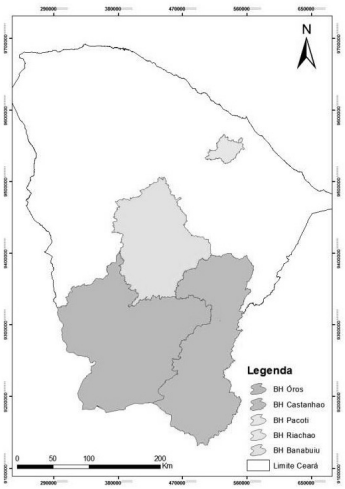
2. METODOLOGIA

A metodologia divide-se, basicamente, em duas etapas. A primeira consiste em estimar as vazões regularizadas usando um modelo baseado em Monte Carlo considerando toda a série de vazões disponíveis. A segunda etapa consiste em dividir as séries nas fases quente e fria da ODP e AMO e estimar as vazões regularizadas com base nestes períodos.

2.1. REGIÃO DE ESTUDO

O presente trabalho considera os cinco principais açudes do Sistema Jaguaribe Metropolitano: Orós, Banabuiú e Castanhão. Conforme mostra a Figura 1.

Figura 1- Bacias dos Reservatórios do Ceará.



2.2. BALANÇO HÍDRICO EM RESERVATÓRIO E LEI DA REGULARIZAÇÃO

O balanço hídrico em um reservatório define a evolução do volume ou cota do mesmo, ao longo de um período de tempo, em função de um conjunto de variáveis.

Os modelos de balanço hídrico de reservatório utilizam, em cada intervalo de tempo a equação da continuidade, onde:

$$\frac{dS}{dt} = I - Q \quad (1)$$

Onde S representa armazenamento em volume no reservatório, I representa a vazão afluência e Q a vazão de saída, inclui vazão que atende a demanda e vazão vertida. Na forma discretizada, tem-se:

$$\frac{S_{t+\Delta t} - S_t}{\Delta t} = \bar{I} - \bar{Q} \quad (2)$$

onde $\bar{I}$ e $\bar{Q}$ e representam valores médios da vazão afluente e defluente de reservatório ao longo do intervalo de tempo Δt.

$$S_{t+\Delta t} = S_t + \text{entradas} - \text{saídas} \quad (3)$$

sujeita às restrições 0 ≤ St + Δt ≤ Vmáx; onde Vmáx é o volume útil do reservatório.

Logo, o balanço hídrico do reservatório é dado por:

$$\Delta S = I.\Delta t - Q.\Delta t \quad (4)$$

$$S_{t+1} - S_t = I.\Delta t - Q.\Delta t \quad (5)$$

$$S_{t+1} = S_t + \Delta t(I - Q) \quad (6)$$

Com a equação recursiva de balanço podem ocorrer duas situações extremas:

- $S_{t+1} > Vmax$, então é preciso verter água;
- $S_{t+1} > Vmin$, então a demanda é excessiva o volume não é suficiente.

A equação do balanço hídrico após se detalhar as saídas devido a evaporação, a retirada controlada (R), e a não controlada (V) devido ao vertimento pode ser:

$$S_{t+1} = S_t + I_t - E_t - R_t - V_t \quad (7)$$

Onde St é o estoque de água no tempo t, It é a afluência no tempo t, E é a evaporação líquida (Er-P), R é a retirada controlada, e V é o vertimento (sangria).

Costuma-se chamar de lei de regularização a função:

$$Y(t) = \frac{Q_r(t)}{Q_m} \quad (8)$$

onde Qr (t) = vazão regularizada em função do tempo=Σ*Demandas* ; Q_m é a vazão média no período considerado. Sendo Y(t)≤1.

Conhecidas as vazões naturais e a lei da regularização é possível encontrar a capacidade mínima do reservatório e a vazão Qr.

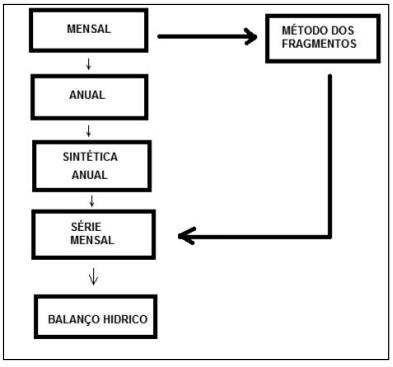
2.3. SÍNTESE CONCEITUAL: AS ETAPAS DO MÉTODO MONTE CARLO

O método Monte Carlo usando o software SIMRES consiste, basicamente, na geração de séries sintéticas que representam a vazão(variável aleatória) e a simulação do sistema para verificar seu comportamento (respostas) em diferentes estratégias de operação. É uma ferramenta de muita utilidade para a tomada de decisão sob incertezas.

A simulação Monte Carlo pode ser resumida nas seguintes etapas:

- Obtém-se os dados históricos do curso de água no local do estudo;
- Determina-se o regime hidrológico do rio, no local do estudo, utilizando-se técnicas estatísticas e de hidrologia estocástica. O regime do rio pode ser caracterizado pelas seguintes estatísticas: volume afluente médio anual, desvio padrão dos deflúvios anuais, distribuição intra-anual dos deflúvios anuais, regime de evaporação e precipitação no lago (função de probabilidade que melhor se ajusta aos dados);
- Determina-se com os dados históricos, por meio de técnicas estatísticas, os parâmetros da função de probabilidade selecionada;
- Simula-se o sistema com a série histórica e verificar qual teria sido o comportamento do sistema caso as regras de operação houvessem sido obedecidas;
- Gera-se séries sintéticas de longa duração (para vazão de equilíbrio);
- Faz-se uma síntese dos resultados através de curvas e indicadores.

Figura 2 - Síntese da metodologia



A etapas do método de monte Carlo são utilizadas com base na série anual, para desagregação mensal é utilizado o método dos fragmentos.

2.4. PDO E AMO

A figura 3 mostra a AMO e PDO no período de 1900 e 2010 e a Tabela 1 mostra os períodos analisados.

Figura 3 – Amo e PDO de 1900 a 2010.

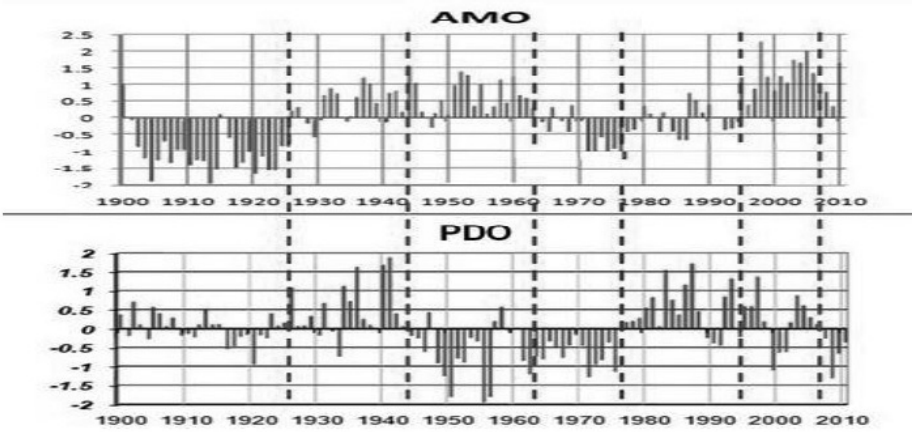


Tabela 1- Períodos analisados neste trabalho.

PDO			AMO		
FRIO	QUENTE	TRANSIÇÃO	FRIO	QUENTE	TRANSIÇÃO
1946/1976	*1925/1943* *1980/1997*	*1911/1924* *1944/1945* *1977/1979* *1999/2000*	*1912/1922* *1970/1990*	*1935/1948*	*1911* *1923/1934* *1959/1969* *1991/2000*

3. RESULTADOS

A possibilidade de projetar variações climáticas com antecedência permite que os agentes sociais tomem decisões que ao menos minimizem os impactos de mudanças no clima, reduzindo assim o grau de vulnerabilidade do suprimento hídrico.

A capacidade de regularização de um reservatório pode ser analisada a partir de sua operação simulada, sendo o grau de variabilidade das séries de vazões, definido como o coeficiente de variação das séries, uma forte ferramenta para

tomada de decisões. Para regiões atípicas, como o semiárido do nordeste brasileiro (NEB), dispõe-se de valores muito elevados de coeficiente de variação, retratando a alta variabilidade local.

As séries históricas dos reservatórios de Banabuiu, Castanhão e Óros, quando sintetizadas em séries de 5000 anos, demonstraram que a regularização apresentam uma relação inversa aos índices de oscilações multidecadais das anomalias de temperatura da superfícies do atlântico.

Tabela 2- Impacto percentual na vazão Regularizada em diferentes configurações da AMO comparado ao período de transição.

AMO		
RESERVATÓRIO	FRIO	Qunete
BANABUIU	41	-33
CASTANHÃO	36	-73
ÓROS	31	-42

Analisando a PDO para os três reservatórios, em indices positivos de temperatura da superficie do mar, foi observado uma diminuição da regularização, ou seja, no periodo quente as vazão regularizada demonstraram redução em relação ao período de transição. Em indices negativos de temperatura da superficie do mar, foi observado uma diminuição da regularização, ou seja, no periodo frios as vazão regularizada demonstrou redução em relação ao período de transição.

Tabela 3- Impacto percentual na vazão Regularizada em diferentes configurações da PDO comparado ao período de transição.

PDO		
RESERVATÓRIO	FRIO	QUENTE
BANABUIU	-37	-26
CASTANHÃO	-26	-26
ÓROS	-33	-23

4. CONCLUSÕES

As séries de vazões médias anuais mostram sinais de variabilidade interanual e decadal, este padrão pode estar associado a oscilações da temperatura da superfície do mar do pacífico e atlântico. Sobretudo os modos de baixa e média frequência são relacionados a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP) e a Oscilação Atlântica Multidecadal(AMO) e afetam significativamente o regime de vazões Ceará, a análise mostrada neste trabalho indica que há mudanças de patamares nas vazões coincidentes com mudanças de patamares do índice ODP, havendo, portanto, correlação entre o índice ODP e as mudanças de patamares de vazões médias anuais. Devido a isso a hipótese da estacionariedade das séries de vazões pode ser descartada em várias localidades do Ceará.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACEITUNO, P. On the Functioning of the Southern Oscillation in the South American sector. Part I: Surface climate. Monthly Weather Review, v. 116, p. 505-524, 1988.

ALVES, B. C. C.; SOUZA FILHO, F. A.; SILVEIRA, C. S. Análise de tendência e Padrões de Variação das séries históricas de vazões do Operador Nacional de Sistemas(ONS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 19-34, 2013.

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T. Enso-Related Rainfall Anomalies in South America and Associated Circulation Features During Warm and Cold Pacific Decadal Oscillation Regimes. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 2017-2030, 2005.

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T.; GUEDES, R. L.; OYAMA, M. D.; ALVES, M. A. S. A influência da temperatura da superfície do mar dos Oceanos Pacífico e Atlântico na variabilidade de precipitação em Fortaleza, **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.19, n.3, 337-344, 2004.

BOLZAN, M. J. A. Análise da transformada em ondeletas aplicada em sinal geofísico. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v. 26, n. 1, p. 37-41, 2004.

BURN, D. H.; ELNUR, M. A. H. Detection of hydrologic trends and variability. **Journal of Hydrology**, v. 255, p. 107-122, 2002.

CANE, M. A. Decadal predictions in demand. **Nature Geoscience**, Advance, online publication, p. 231-232, 2010.

CAVALCANTI, A. I. F. et al. 2009. **Tempo e Clima no Brasil.** 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos.

COELHO, C. A. S., UVO, C. B., AMBRIZZI, T. Exploring the impacts of the tropical pacific SST on the precipitation patterns over South America during

ENSO periods. Theoretical and Applied Climatology, v. 71, p. 185-197, 2002.

COSTA, F. S.; MACEIRA, M. E. P.; DAMÁZIO, J. M. **Modelos de Previsão Hidrológica Aplicados ao Planejamento da Operação do Sistema Elétrico Brasileiro**. RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 12 n.3 Jul/Set 2007, 21-30. 2007.

DETTINGER, M. D.; GHIL, M.; KEPPENE, C. L. Interannual and interdecadal variability of United States surface-air temperatures. **Climatic Change**, v. 31, p. 35-66, 1995.

GHIL, M.; VAUTARD, R. Interdecadal oscillation and the warming trend in global temperature time series. **Nature**, v. 350, p. 324-327, 1991.

GRIMM, A. M.; FERRAZ, S. E.; DOYLE, M. E. Climate variability in southern South America associated with El Nino and La Nina events. **Journal of Climate**, v. 13, n. 1, p. 35-58, 2000.

KANE, R. P., 1992. El Niño and La Niña events and rainfall in NE and South Brazil.. **Revista Brasileira Geofísica**, v. 10, p. 49-59.

KEPPENNE, C. L.; GHIL, M. Adaptive spectral analysis and prediction of the Southern Oscillation Index. **J. Geophys, Res.,** v. 97, p. 20.449-20.554, 1992.

KEPPENNE, C. L.; LALL, U., 1996. Complex singular spectrum analysis and multivariate adaptive regression splines applied to forecasting the Southern Oscillation. **Exp. Long Lead Forecast Bull.**, v. 5, p. 54-56.

KWON, H.-H.; LALL, U.; KHALIL, A. F. Stochastic simulation model for nonstationary time series using an autoregressive wavelet decomposition: applications to rainfall and temperature. **Water Resour. Res**., 43, W05407, doi:10.1029/2006WR005258, 2007.

LALL, U.; MANN, M. The Great Salt Lake: a barometer of lowfrequency climatic variability, **Water Resour. Res.**, 31, p. 2.503-2.515, 2005.

MANN, M. E.; PARK, J. Global scale modes of surface temperature variability on interannual to century timescales. **J. Geophys. Res**., v. 99, p. 25.819-25.933, 1994.

MANTUA, N. J. et al. A Pacific Interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. **Bull. Amer. Meteor. Soc.**, v. 78, p. 1069-1979, 1997.

Mantua, N.J. & Hare, S.R. The Pacific Decadal Oscillation. Journal of Oceanography (2002) V.58,p. 35-44 .

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no século XX e cenário de mudanças de clima para o Brasil no século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, n. 9, Campinas-SP, 2007.

MANTUA, N. J. et al. A Pacific Interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. **Bull. Amer. Meteor. Soc.**, v. 78, p. 1069-1079, 1997.

MORETTIN, P. A. 1999 **Ondas e ondaletas: da análise de Fourier à análise de ondaletas**. EDUSP, São Paulo.

NOBRE, P.; SHUKLA J. Variations of sea surface temperature, wind stress, and rainfall over the tropical Atlantic and South America. **Journal of Climate**, v. 9 n. 19, p. 2.664-2.479, 1996.

ONS - Operação do Sistema Interligado Nacional – Relatório Anual de Avaliação das Previsões de Vazões – 2010. Operador Nacional do Sistema – ONS. Brasília. 230p, 2010.

ONS. *O que é o SIN (Sistema Interligado Nacional)*. Rio de Janeiro: ONS, 2016. Disponível em: <http://www.ons.org.br/conheca_sistema/o_que_e_sin.aspx>. Acesso em: 25 abr. 2016.

PEZZI, L. P.; I. F. A. CAVALCANTI. "The relative importance of ENSO and tropical Atlantic sea surface temperature anomalies for seasonal precipitation over South America: a numerical study." *Climate Dynamics* 17, no. 2-3 (2001): 205-212.

SILVA, G. A. M., DRUMOND, A., AMBRIZZI, T. The impact of El Niño on South American summer climate during different phases of the Pacific Decadal Oscillation. *Theoretical and applied climatology*, *106*(3-4), 307-319. 2011.

SOUZA FILHO, F. A.; LALL, U.; PORTO, R. L. L. Role of price and enforcement in water allocation: Insights from Game Theory. **Water Resources Research**, v. 44, p. 400-420, 2008.

TORRENCE C., COMPO, G. P., 1998. A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **79**, 61–78.

WANG, HUI, ARUN KUMAR, WANQIU WANG, AND YAN XUE, Influence of ENSO on Pacific Decadal Variability: An Analysis Based on the NCEP Climate Forecast System. *J. Climate*, **25**, 6136–6151. 2012.

ZHANG, Y.; WALLACE, J. M.; BATTISTI, D. (1997) .ENSO-like interdecadal variability: 1900-93.. *Journal of Climate*, v. 10, p. 1004-1020.

Zhang, R., and T. L. Delworth (2006), Impact of Atlantic multidecadal oscillations on India/Sahel rainfall and Atlantic hurricanes, Geophys. Res. Lett., 33, L17712, doi:10.1029/2006GL026267.

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE GRANDES RESERVATÓRIOS DE REGIÕES SEMIÁRIDAS

Renato de Oliveira Fernandes
Ticiana M. de Carvalho Studart
Cleiton da Silva Silveira
Maria Clara de Lima Sousa

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas podem provocar impactos em vários setores. Nos recursos hídricos, deve ocorrer alterações nos padrões de eventos extremos, nas vazões dos rios, nas taxas de evaporação e consequentemente nas vazões regularizadas pelos reservatórios (IPCC, 2014).

As regiões semiáridas, como no Nordeste brasileiro, que apresentam problemas de escassez relativa da água, são consideradas as mais vulneráveis aos impactos das mudanças climáticas (MARENGO, 2009). Nestas regiões a presença de reservatórios superficiais é condição essencial à obtenção de suprimentos de água (CAMPOS et al., 2003).

A estimativa mais precisa das vazões naturais afluentes aos açudes e das vazões regularizadas por eles trazem diversos benefícios; o principal deles é o planejamento da alocação da água, notadamente em período de racionamento ou escassez hídrica. No Brasil, a determinação dos valores das vazões a serem alocadas por usuário depende da outorga (ANA, 2013). A outorga tem como base uma vazão de referência (geralmente a Q_{90}) que pressupõe a estacionaridade estatística das séries hidrológicas (MILLY et al., 2008).

Em cenários de mudanças climáticas as vazões afluentes aos reservatórios e sua capacidade de regularização provavelmente sofrerão grandes alterações e pode tornar inválido o pressuposto de estacionaridade (BRAVO et al., 2013; MONTENEGRO; RAGAB, 2012; VAN VLIET et al, 2013; LÓPEZ-MORENO et al, 2014). As alterações nos processos hidrológicos e nos sistemas de recursos hídricos são consequências das mudanças projetadas para variáveis climáticas como precipitação e temperatura. A primeira variável está diretamente associada ao escoamento na bacia, enquanto que a segunda está relacionada com as taxas de evaporação nos reservatórios.

Para ser capaz de lidar com os impactos projetados das mudanças climáticas nos recursos hídricos o sistema de gestão precisa adotar estratégias de adaptação (OLMSTEAD, 2014). As medidas de adaptação do sistema de recursos hídricos aos impactos das mudanças climáticas geralmente combinam investimentos em infraestrutura (estratégias *hard*) e mudanças de políticas e de incentivos econômi-

cos, mudanças de padrões culturais ou de produção e consumo (estratégias *soft*) (BATES et al., 2008; GLEICK, 2003).

O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2014) faz várias recomendações no uso de medidas para adaptar o sistema de recursos hídricos as mudanças projetadas. A adoção das medidas visa aumentar a capacidade de resposta e reduzir a vulnerabilidade das populações e dos ecossistemas.

Independente das medidas de adaptação a serem adotadas, existe a necessidade de antecipar possibilidades para definir ações. Os estudos dos processos climáticos necessários para a antecipação das ações de gestão nos recursos hídricos, geralmente se baseiam nos resultados de Modelos Climáticos Globais (MCGs). Os MCGs simulam o clima atual do planeta, conhecido como cenário base, e projetam futuras mudanças baseados em cenários de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), que estão relacionados ao desenvolvimento social, econômico e tecnológico, crescimento populacional, ações políticas, etc.

Nesse capítulo avaliamos os impactos de dois cenários do quinto relatório de mudanças climáticas do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas - IPCC (IPCC, 2014) na disponibilidade hídrica de três grandes reservatórios do semiárido para períodos futuros. O estudo avaliou os impactos nas vazões afluentes, na evaporação e nas vazões regularizadas dos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú, localizados na bacia do Rio Jaguaribe, Ceará, responsáveis por 55% da capacidade de armazenamento de água do estado.

1.1. CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, ESTUDOS DE IMPACTOS E INCERTEZAS

Os cenários de mudanças climáticas geralmente são gerados a partir de Modelos Climáticos Globais (MCGs) e podem ter sua resolução espacial ajustada por técnica de *downscaling* para servir como insumo aos estudos de impacto (WILBY; WIGLEY, 1997; PIELKE; WILBY, 2012). Em recursos hídricos os modelos hidrológicos geralmente utilizam os resultados dos MCGs ou dos Modelos de Circulação Regionais (MCR) como dado de entrada.

As saídas dos modelos hidrológicos por sua vez são usadas para estudos de operação de reservatórios, irrigação de culturas, previsão de cheias e secas, entre outros (ex. ADAM et al., 2015; CHIEN, YEH, KNOUFT, 2013; WATTS et al., 2011).

Os MCGs simulam o comportamento do clima em todo o planeta a partir de condições iniciais e de contorno específicas que representam futuros possíveis na composição atmosférica (MOSS, et al., 2008). É comum a correção do viés dos MCGs pelo uso de diferentes técnicas (EHRET et al., 2012). Atualmente os MCGs mais usados para os estudos de impactos das mudanças climáticas são aqueles constantes nos relatórios do IPCC.

Os modelos do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* – CMIP5 (TAYLOR; STOUFFER; MEEHL, 2012) são exemplos de modelos recentes que compuseram o quinto relatório do IPCC (IPCC, 2013). As concentrações de Gases de Efeito Estufa (GEE) usadas como dado de entrada nos MCGs do CMIP5 estão representados nos chamados *Representative Concentration Pathways* (RCPs) (VAN VUUREN et al., 2011). Os MCGs fazem projeções de diversas variáveis climáticas, como por exemplo, precipitação e temperatura, a partir dos RCPs.

Nos RCPs estão representados cenários de emissão de GEE mais intenso (RCP8.5), moderado (RCP6 e RCP4.5) e baixo (RCP2.6), que são numerados de acordo com os possíveis valores que os forçantes radiativos (W/m^2) podem assumir no ano de 2100 (ou próximo) em relação ao período pré-industrial.

Os modelos do CMIP5 apresentam grandes avanços em relação aos do CMIP3, dos quais os resultados serviram para compor o quarto relatório (AR4) sobre mudanças climáticas do IPCC (MEEHL et al., 2007). Os avanços no CMIP5 incluem, principalmente, maior quantidade de modelos, modelos mais complexos e com alta resolução, melhor representação dos forçantes externos e outros tipos de cenários, incluindo, explicitamente, as políticas de mitigação das emissões de GEE (TAYLOR; STOUFFER; MEEHL, 2012; SILLMANN et al., 2013).

Para a América do Sul, Torres e Marengo (2013; 2014) avaliaram as incertezas nas projeções de temperatura e precipitação e os "*hotspots*" geradas pelos diferentes MCGs presentes no CMIP3 e CMIP5 para o clima futuro, em especial para período de 2071-2100 em relação ao período 1961-1990 (cenário base). O total de 48 MCGs e os cenários SRES B1, A1B e A2 (CMIP3) e RCP 2.6, 4.5, 6.0, e 8.5 (CMIP5). Os métodos usados na avaliação das incertezas foram: REA - *Reliability Ensemble Averaging*, REA modificado e inferência bayesiana (GIORGI; MEARNS, 2002; TEBALDI et al., 2005). As simulações do clima atual (1961-1990) tanto com os modelos do CMIP3 e CMIP5 representaram bem os aspectos climáticos básicos. No entanto, as simulações provenientes do CMIP5 ficaram mais próximas do clima histórico observado. Em relação às projeções futuras, o aumento de temperatura se mostrou maior que o intervalo de incerteza associada para toda América do Sul nos diversos períodos, cenários e conjunto de modelos, indicando alta confiabilidade nas projeções. Nos forçantes radiativos mais intensos (A2 e RCP8.5) a probabilidade de a temperatura exceder a 2°C no período de 2071-2100 foi superior a 90% para toda a América do Sul. Por outro lado, os métodos de avaliação da incerteza da precipitação não foram diferentes da média aritmética dos MCGs. Os intervalos de incertezas da precipitação apresentaram magnitudes iguais ou superiores às mudanças projetadas pelos modelos do CMIP3 e CMIP5, indicando, dessa forma, baixa confiabilidade nas respostas dos MCGs em representar a precipitação futura.

Silveira (2014), visando elaborar um sistema de planejamento em múltiplas escalas de tempo e espaço, avaliou a tendência de mudança na precipitação e

vazão para o século XXI a partir dos dados fornecidos pelos MCGs do CMIP5, nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, para as bacias hidrográficas do setor elétrico brasileiro e as do sistema Jaguaribe-Metropolitano do estado do Ceará. O modelo hidrológico usado foi o SMAP (LOPES; BRAGA JR.; CONEJO, 1981) com correção do viés da precipitação mensal através de uma função de distribuição de probabilidade. Apesar dos modelos do CMIP5 representarem bem os padrões sazonais de precipitação, apresentando alta correlação com os valores históricos observados, ocorrem divergências entre os modelos quanto ao futuro das chuvas nas várias regiões do setor elétrico.

As tendências de mudanças nas vazões médias anuais nas bacias do sistema Jaguaribe-Metropolitana do estado do Ceará (bacias do Orós, Castanhão, Banabuiú, Pacoti-Riachão) para o século XXI, em relação ao período de 1950-1999, apresentaram grandes divergências para os cenários RCP4.5 (10 MCGs) e RCP8.5 (14 MCGs). Apesar das discrepâncias a maioria dos modelos indica redução das vazões médias anuais em todas as bacias para o século XXI (SILVEIRA et al., 2014).

Na bacia do açude Castanhão para o cenário RCP4.5, com exceção de dois MCGs, os resultados mostram que as vazões devem reduzir no mínimo em 20% em todos os períodos. Já no cenário RCP8.5 a maioria dos MCGs também indicaram redução nas vazões médias. A diminuição das vazões nos dois cenários de GEE analisados chega a ser superior a 50% e próximo a 100% nos períodos de 2040-2069 e 2070-2099 para alguns MCGs. Por outro lado, dois MCGs (IPSL-CM5A-LR e o IPSL-CM5A-MR) apresentaram aumento de até 200% nas vazões afluentes médias nos dois cenários para século XXI.

Na bacia do açude Banabuiú, a maioria dos modelos também indicou redução nas vazões nos dois cenários. Para o período de 2010-2039, nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, a redução deve ser no mínimo de 10% e 5%, respectivamente. No cenário RCP8.5 a redução variou entre 5% a 65% (2010-2039), 5% a 75% (2040-2069) e 5% a 90% (2070-2098). Os MCGs "IPSL-CM5A-LR" e o "IPSL-CM5A-MR", da mesma forma que na bacia do Castanhão, também sinalizaram grande aumento nas vazões médias nos dois cenários para século XXI na bacia Banabuiú.

Fernandes et al. (2017a) apresentaram um estudo sobre os impactos das mudanças climáticas na vazão regularizada (Q_{90}) dos reservatórios Castanhão e Banabuiú do Rio Jaguaribe e concordando com Silveira et al., (2014), concluíram que a disponibilidade de água desses reservatórios apresenta tendência de redução na maioria das vinte projeções de modelos climáticos contidos no quinto relatório do IPCC.

Em outro estudo, Fernandes et al., (2017b) identificaram, devido às mudanças climáticas, aumento nas perdas por evaporação em até 9% e redução da vazão regularizada pelos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú. Os autores

recomendaram estudos em outros reservatórios para uma avaliação mais detalhada em toda bacia.

Em relação aos impactos que as mudanças climáticas podem causar nas demandas de água para irrigação e na disponibilidade hídrica da bacia do Rio Jaguaribe, Gondim et al. (2018) identificaram aumento de até 6,3% na evapotranspiração e 16,7% na necessidade de água para irrigação para o período de 2025-2055. Esse estudo considerou os resultados de cinco modelos climáticos de escala global do CMIP5 com melhor desempenho para a região e os resultados também mostraram redução nas vazões no rio.

Os resultados recentes obtidos por Knutti e Sedlácek (2013) em escala global, Torres e Marengo (2013; 2014) para América do Sul e Silveira (2014) para bacias hidrográficas do setor elétrico e do Ceará e Fernandes et al. (2017a e 2017b) mostram que as incertezas envolvidas na projeção climática e hidrológica ainda são altas. Do ponto de vista físico, as incertezas estão associadas, principalmente, a variabilidade natural do sistema climático, as trajetórias ou caminhos que as emissões de GEE e aerossóis podem seguir, além da resposta do sistema climático global as diferentes concentrações de GEE. Em relação ao processo de modelagem, as incertezas estão relacionadas com a estrutura dos modelos (seja climático ou hidrológico), a técnica de *downscaling* usada (dinâmico ou estatístico), escala espacial (global, regional ou bacia) e temporal (anos, décadas ou século), entre outros (KNUTTI; SEDLÁCEK, 2013; PIELKE; WILBY, 2012).

Mesmo com os avanços nos MCGs do CMIP3 para CMIP5 na concepção dos cenários de GEE e aumento da resolução espacial, as incertezas ainda representam um dos maiores desafios para os estudos de impacto, notadamente em recursos hídricos. O uso de múltiplos modelos (como os do CMIP3 e CMIP5) é uma alternativa para compreender as incertezas e conhecer o sinal da mudança projetada (acréscimo ou redução) pela maioria dos modelos climáticos (KNUTTI, 2010).

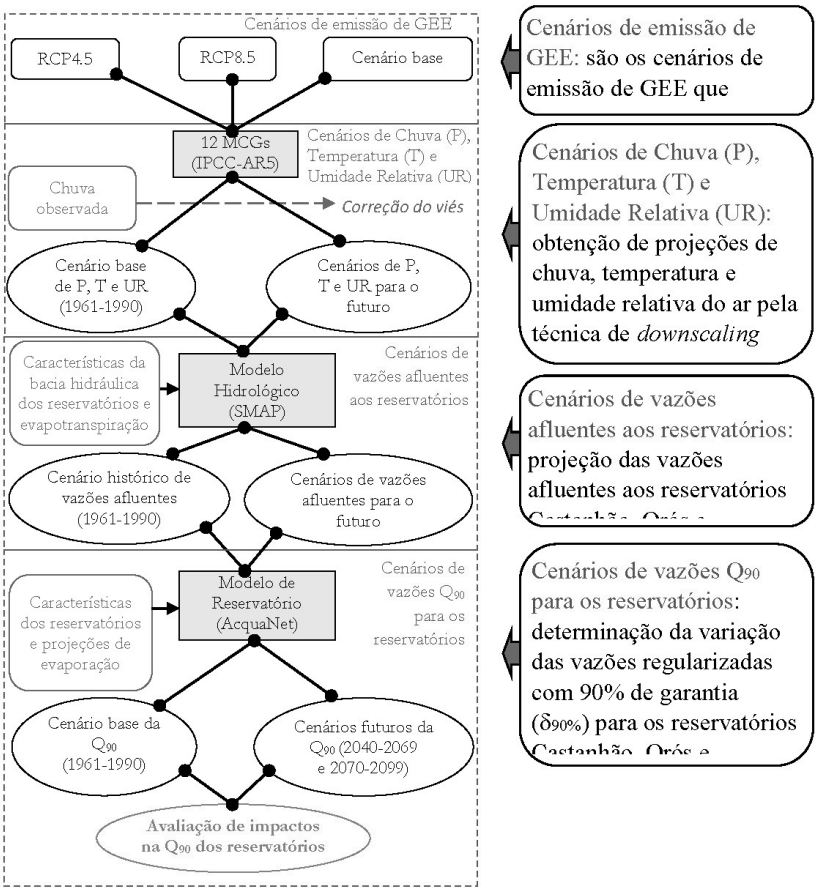
A qualidade na projeção da vazão por um modelo hidrológico depende da qualidade das respostas dos modelos atmosféricos em prever as variáveis climáticas, principalmente a precipitação. Reconhecendo que as respostas do modelo atmosférico influenciam na simulação de vazão na escala da bacia hidrográfica muitos estudos avaliam a capacidade preditiva de diferentes MCGs e MCRs na perspectiva da modelagem hidrológica (ex. MARKSTROM, et al., 2012; DANKERS et al., 2013; SCHEWE et al., 2013).

Qualquer tomada de decisão em recursos hídricos para se adaptar ao contexto das mudanças climáticas precisa considerar as incertezas envolvidas (SIGEL et al., 2010). Tais incertezas talvez possam ser minimizadas com o aumento da resolução espacial e temporal dos modelos climáticos e do uso de computadores de alto desempenho (SHUKLA, 2009). No entanto, o sistema de gestão ainda precisará lidar com a imprevisibilidade decorrente da interação dos sistemas sociais e ecológicos (WAGENER et al. 2010).

2. METODOLOGIA

O estudo de impacto foi realizado com uma abordagem do tipo *top-down* (WILBY; DESSAI, 2010) envolvendo a extração das projeções de chuva de 12 MCGs por técnica de *downscaling* estatístico (WILBY; WIGLEY, 1997), simulação das vazões afluentes pelo modelo hidrológico SMAP (LOPES; BRAGA JR.; CONEJO, 1981) com correção do viés da precipitação mensal através da função de distribuição de probabilidade gama, simulação das vazões regularizadas nos reservatórios através do AcquaNet (Figura 1). As projeções foram feitas para os períodos 2040-2069 e 2070-2099, em relação ao cenário base (1961-1990) nos cenários RCP4.5 e RCP8.5.

Figura 1. Representação geral da metodologia adotada para avaliação dos impactos das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica de grandes reservatórios do semiárido.



Fonte: elaboração própria.

2.1. ÁREA DE ESTUDO

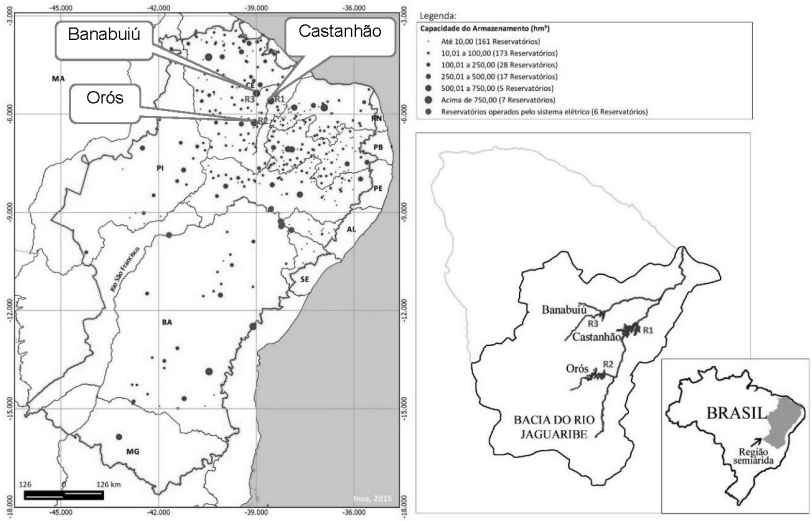
O semiárido brasileiro apresenta a maior concentração populacional em regiões semiáridas do mundo (MARENGO, 2009) com mais de 22 milhões de habitantes e abrange uma área de 980.133,079 km^2 que representa 11,53% do território nacional (IBGE, 2010).

Nessa região, os reservatórios (Figura 2) exercem papel fundamental no suprimento de água para as atividades humanas. Em cenários de mudanças climáticas as vazões afluentes aos reservatórios e sua capacidade de regularização devem sofrer grandes alterações (MONTENEGRO; RAGAB, 2012; LÓPEZ-MORENO et al, 2014) podendo ampliar o problema da água no semiárido.

A bacia do Rio Jaguaribe, selecionada para o estudo, se situa no estado do Ceará, localizado no semiárido brasileiro, tem área de 74.000 km², formada por cinco sub-bacias: a do alto, médio e baixo Jaguaribe, Rio Salgado e Banabuiú que corresponde a 48% da área do Ceará. As principais demandas são abastecimento urbano (20%) e irrigação (80%).

Os principais reservatórios do semiárido são monitorados por instituições estaduais e federais. No Ceará, por exemplo, são monitorados 154 reservatórios, incluindo, Castanhão (Q_{90}= 29,00 m^3/s), Orós (Q_{90}= 20,40 m3/s) e Banabuiú (Q_{90}= 12,93 m^3/s) que são os três maiores do estado. Os três reservatórios citados correspondem a 55% da capacidade de armazenamento de água do estado em comparação aos reservatórios monitorados (CEARÁ, 2017).

Figura 2. Mapa de localização dos reservatórios monitorados no semiárido com indicação dos reservatórios Castanhão (R1), Orós (R2) e Banabuiú (R3) selecionados para o estudo.



Fonte: Adaptado, INSA, 2015.

2.2. PROJEÇÕES DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO NA BACIA E EVAPORAÇÃO NOS RESERVATÓRIOS

A estimativa da evapotranspiração na bacia hidráulica dos reservatórios foi realizada pelo método de Penman–Monteith (Allen et al. 1998). Devido à escassez de dados de clima para alimentar o método citado foi utilizado um conjunto de equações para obter variáveis como radiação, umidade relativa e velocidade do vento sugerido por Allen et al. (1998). A validação desse método para a região estudada foi feita por Gondim et al. (2012).

A estimativa da evaporação nos reservatórios foi realizada pelo método simplificado de Penman (equação 1) apresentado por Valiantzas (2006). A comparação do desempenho do método simplificado de Penman (Valiantzas, 2006) em relação ao de Linacre (1993) e Thornthwaite (1948) nos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú para o período de 1961-1990 foi realizada por Fernandes *et al.* (2017a) que identificou o método simplificado de Penman como o mais adequado na representação da evaporação observada.

$$E \cong 0{,}047\ x\ R_s\ x\ (\sqrt{T+9{,}5})) - \left(2{,}4\ X\ \frac{R_s}{R_a}\right)^2 + 0{,}09\ x\ (T-20)\ (1-\frac{RH}{100}) \qquad (1)$$

em que:

E – evaporação futura (mm/dia)

Rs – radiação solar líquida estimada para cada reservatório (MJ/m^2/dia)

T – temperatura média projetada pelos MCG's (°C)

Ra – radiação extraterrestre (MJ/m^2/dia)

RH – umidade relativa projetada pelos MCG's (%)

A radiação solar líquida foi obtida de acordo com Doorenbos e Pruitt (1977). A radiação extraterrestre (Ra) foi determinada em função das latitudes de cada reservatório. As horas reais médias de insolação forte foram obtidas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). As variáveis temperatura (T) e umidade relativa (UR) foram projetadas pelos 12 MCG's do *Coupled Model Intercomparison Project Phase* 5 – CMIP5 (Taylor *et al.* 2012). A extração das variáveis foi através de *downscaling* estatístico.

A ferramenta utilizada no tratamento dos dados de clima foi o GrADS (*Grid Analysis and Display System*) disponível em: http://cola.gmu.edu/grads. Trata-se de uma ferramenta de programação interativa utilizada para facilitar o acesso, a manipulação e a visualização de dados de ciências da terra. A estimativa da variação nas projeções de evaporação, em relação ao cenário de referência (1961-1990), foi obtida pelo método *delta change* (equação 2).

$$\delta_{evap} = \left(\frac{E_{fut} - E_{base}}{E_{base}}\right) . 100 \quad (2)$$

em que:

$\delta_{evap.}$ – Variação na evaporação para o período futuro (%);

$E_{fut.}$ – Evaporação estimada para o período futuro (mm/mês);

$E_{base.}$ – Evaporação estimada para o cenário base (mm/mês).

2.3. PROJEÇÕES DE VAZÕES AFLUENTES E REGULARIZADAS NOS RESERVATÓRIOS

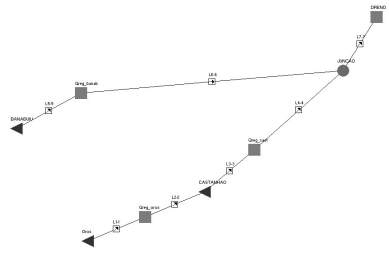
As vazões afluentes para o período presente (cenário base) e futuro foram obtidas pelo *Soil Moisture Accounting Procedure* - SMAP (Lopes et al., 1981) com correção do viés da precipitação mensal através da função da distribuição de probabilidade gama. O SMAP foi calibrado com as vazões observadas para o período de 1912 a 1969 e validado para o período de 1974 a 1996.

Para a determinação das vazões regularizadas pelos reservatórios foi empregado o Sistema de Suporte a Decisão AcquaNet, (Porto *et al.,* 2005), que é um modelo de rede de fluxo para simulação de bacias hidrográficas que permite ao usuário montar redes de fluxo em cadeia, simulando os reservatórios em nós de volume, as demandas como nós de passagem e os rios representados pelos links.

A caracterização dos reservatórios, principalmente, a cota, área e volume, foram obtidas do inventário ambiental de cada reservatório (SRH, 2011). Foram realizadas 194.400 simulações para a análise da disponibilidade hídrica nos três reservatórios para os cenários de modelagem de GEE (RCP4.5 e RCP8.5) nos períodos de referência (1961-1990) e futuros (2040-2069 e 2070-2099).

A figura 3 mostra a rede de fluxo usada para simulação das vazões regularizadas (Q_{90}) nos três reservatórios, representados por triângulos. Os elementos ligados aos reservatórios Orós, Castanhão e Banabuiú, representados por quadrados, são as demandas de água. Os elos L1-1, L2-2, L3-3, L4-4 e L7-7 representam trechos do Rio Jaguaribe, enquanto L5-5 e L6-6 trechos do Rio Banabuiú (sem escala).

Figura 3 - Rede de fluxo usada para simulação das vazões regularizadas nos reservatórios



O dreno no final da rede é uma abstração usada no modelo para representar a água que excede as demandas com maiores prioridades. As prioridades das demandas para os diferentes usos da água foram atribuídas de acordo com as estratégias de alocação, considerando que quanto menor o número atribuído maior é a prioridade de atendimento.

A estimativa de mudanças nas vazões afluentes e regularizadas dos reservatórios foram obtidas através do cálculo dos desvios das projeções relativo ao cenário base (equações 3 e 4). O cenário base, necessário para comparar as alterações no regime hidrológico e ainda reduzir os erros sistemáticos dos modelos, é referente ao período de 1961 a 1990.

$$\delta_{aflu.} = \left(\frac{Q_{aflu.\ proj} - Q_{aflu.\ base}}{Q_{aflu.\ base}}\right) x\ 100 \quad (3)$$

$$\delta_{90\%} = \left(\frac{Q_{90\%\ proj} - Q_{90\%\ base}}{Q_{90\%\ base}}\right) x\ 100 \quad (4)$$

em que:

$\delta_{afl.}$ e $\delta_{90\%}$ - representam a variação nas vazões afluentes média e na Q_{90} nos reservatórios, respectivamente, em relação ao cenário base (%).

$Q_{aflu.\ proj.}$ e $Q_{90\%.\ proj}$ – representam as vazões afluentes média e regularizadas projetadas para o futuro a partir dos dados de precipitação de cada MCG, respectivamente (m^3/s).

$Q_{aflu.\ base.}$ e $Q_{90\%\ base}$ – representam as vazões afluentes e regularizadas no cenário base obtidas a partir dos dados de precipitação dos MCG, respectivamente (m^3/s).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

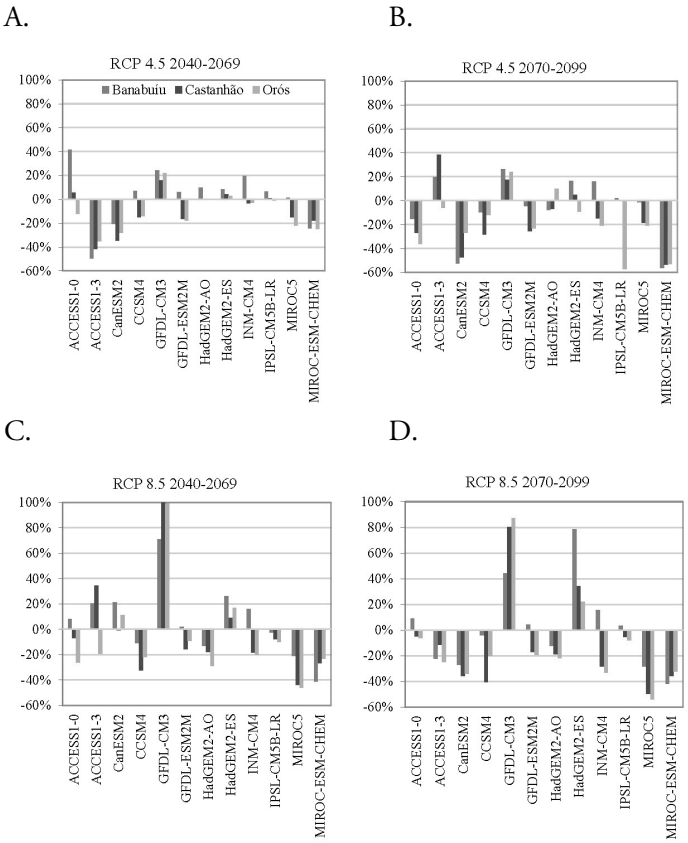
3.1. PROJEÇÕES DAS VAZÕES AFLUENTES AOS RESERVATÓRIOS

A variação nas vazões afluentes média obtidas a partir do modelo chuva-vazão SMAP considerando os dados de precipitação e temperatura de 12 MCGs do CMIP5, apresentaram divergências (Figura 4). A divergência nos desvios das vazões afluentes foi menor para o período 2040-2069 do que para a período 2070-2099 em ambos cenários de emissão de GEE. As divergências estão associadas a representação dos processos climáticos presentes na estrutura de cada modelo e corroboram com as diferenças nos resultados dos MCGs encontradas por Torres e Marengo (2013; 2014), para precipitação na América do Sul e Silveira (2014) para as vazões afluentes em diferentes bacias do setor elétrico e do Ceará.

Analisando a variação nas vazões afluentes média futuras para cada reservatório é possível identificar que existe uma tendência de redução no Castanhão e Orós para ambos os cenários e períodos com mediana negativa. Já no Banabuiú, a tendência segundo a mediana foi positiva ou nula. As projeções das vazões afluentes associadas ao "GFDL-CM3" foram as que apresentaram maiores acréscimos no RCP8.5 podendo ser próximo de 100%.

De maneira geral, os desvios das vazões afluentes (aumenta com a mudança do cenário de emissão de GEE moderado (RCP4.5) para mais intenso (RCP8.5) e da metade do século XXI (2040-2069) para o final deste século (2070-2099).

Figura 4 - Variação nas vazões afluentes dos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, períodos de 2040-2069 e 2070-2099 para 12 MCGs do CMIP5.



2.2. PROJEÇÕES DE EVAPORAÇÃO NOS RESERVATÓRIOS

As projeções da evaporação futura nos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú, estimadas a partir da temperatura e umidade relativa dos 12 MCGs, indicam um aumento nas perdas de água por evaporação para todos os reservatórios (Figura 5). Com o acréscimo da temperatura e variações da umidade relativa do ar, intensificada pelas emissões de GEE no planeta, a estimativa da evaporação apresenta aumento com a mudança do cenário moderado (RCP4.5) para mais intenso (RCP8.5), impactando assim na disponibilidade hídrica, principalmente para o final do século (2070-2099).

As projeções apresentam um aumento na evaporação nos dois cenários de mudanças climáticas (RCP4.5 e RCP8.5), em relação ao cenário de referência e valores médios aproximados para os três reservatórios. A variação percentual é maior no mês de julho para o final do século e cenário RCP 8.5.

O mês de julho apresentou, em média, o maior aumento na evaporação em relação aos outros meses do ano para todos os reservatórios. Por outro lado, o mês de setembro apresentou o menor acréscimo na evaporação para os reservatórios.

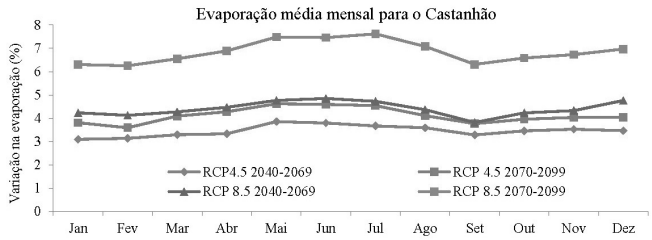
No Banabuiú as projeções indicaram aumento da evaporação entre 2,8% a aproximadamente 7% no cenário 4.5 (2040-2069) e 8.5 (2070-2099), respectivamente. O Orós as projeções sinalizaram variações entre 3% a 7,40%, já o Castanhão a variação na evaporação ficou entre 3,10% a 7,6% no cenário 4.5 (2040-2069) e 8.5 (2070-2099) respectivamente. O Castanhão que apresentou o maior valor de acréscimo na evaporação para o mês de julho no cenário RCP 8.5 e período 2070-2099, também é o que apresenta maior área de superfície e potencializa as maiores perdas em volume de água por evaporação.

Analisando os resultados isolados apresentados por cada modelo climático foi possível identificar que os dados provenientes do modelo "CanESM2M" sinalizou um maior aumento na estimativa da evaporação principalmente no cenário RCP 8.5 e último período para todos os reservatórios. Em contrapartida os dados provenientes do modelo "INMCM4" resultaram no menor aumento da evaporação. Embora os valores extremos provenientes dos modelos "CanESM2M" e "INMCM4" possam ser usados para identificar a possível amplitude da variação da evaporação em reservatórios de grande porte no semiárido, devido às incertezas envolvidas nos resultados dos MCGs é mais confiável considerar a tendência da maioria dos resultados ao invés de considerar cada valor isoladamente.

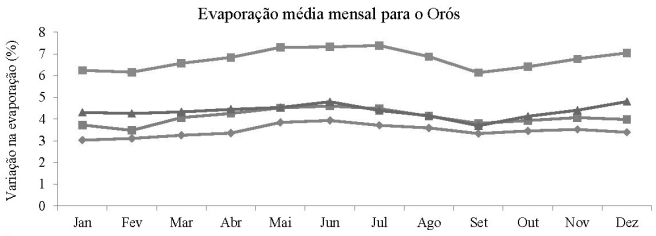
As projeções da evaporação média mensal nos três reservatórios sinalizaram aumento do cenário RCP4.5 (cenário moderado de emissão GEE) para o RCP8.5 (cenário mais intenso de emissão de GEE) e do período 2040-2069 para 2070-2099 com aumento de no mínimo 2,8% (Banabuiú) e no máximo de 7,6% (Castanhão).

Figura 5 - Projeção da evaporação média mensal obtida a partir dos dados de 12 MCGs, para o reservatório Castanhão (A), Orós (B) e Banabuiú (C) nos cenários RCP 4.5 e 8.5, períodos 2040-2069 e 2070-2099, em relação ao cenário base de 1961-1990.

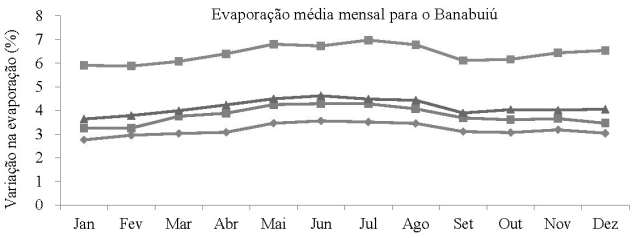
A.



B.



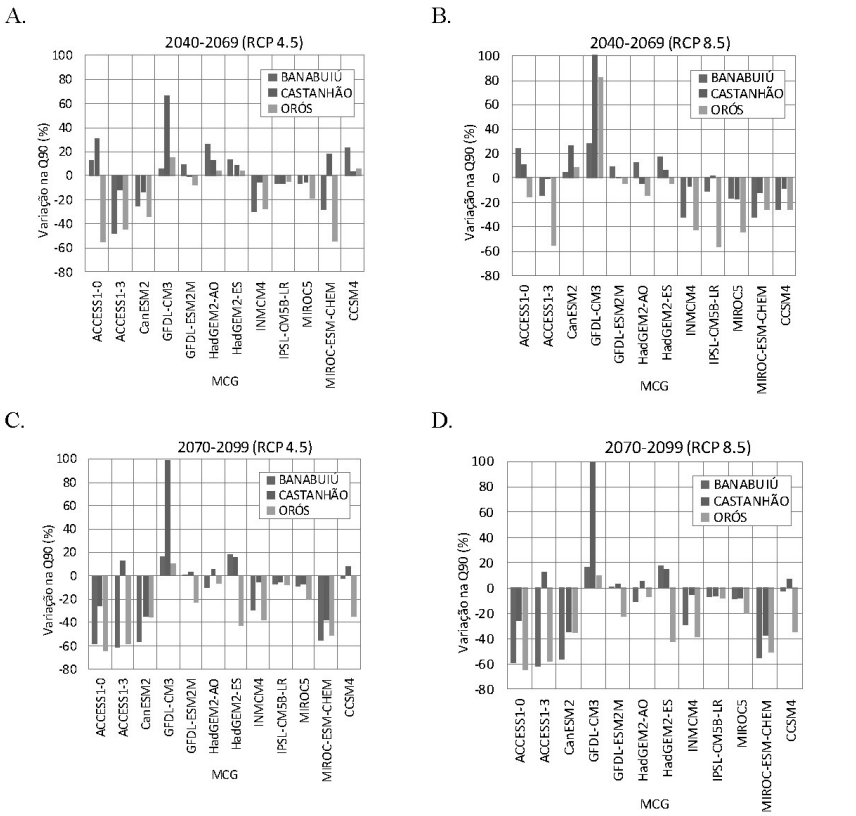
C.



2.3. PROJEÇÕES DE VAZÃO REGULARIZADA (Q90)

As mudanças nas vazões afluentes aos reservatórios (Castanhão, Orós e Banabuiú se refletiram nos valores dos desvios das vazões regularizadas (. A figura 6 apresenta as mudanças na vazão regularizada com 90% de garantia () nos três reservatórios estudados, considerando os dados de chuva dos 12 MCGs nos cenários RCP4.5 e RCP8.5 para os períodos 2040-2069 (Figura 6A e 6B) e 2070-2099 (Figura 6C e 6D) que foram usados como dado de entrada no modelo hidrológico.

Figura 6 - Variação nas vazões regularizadas dos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú, com garantia de 90%, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, períodos de 2040-2069 (A e B) e 2070-2099 (C e D) para 12 MCGs do CMIP5.



Os desvios nas vazões regularizadas (apresentam grande divergência entre si, tanto quanto ao sinal (redução ou acréscimo), como quanto à magnitude da mudança. Observa-se, na figura 6, que as projeções provenientes de alguns modelos indicam redução superior a 60% no cenário RCP 4.5 e período de 2070-2099 (Figura 6C) e RCP8.5 no período de 2070-2099 (Figura 6D) para o Orós e Banabuiú. A redução na Q_{90} superior a 60% provenientes dos dados do MCG "ACCESS1-0" concordam com os resultados obtidos por Silveira et al. (2014) que identificaram esse MCG como um dos que projetam as maiores reduções nas vazões afluentes aos três reservatórios e que consequentemente afetaram as vazões regularizadas.

As diferentes reduções ou aumentos na Q_{90} apresentadas na figura 6 mostram que apesar dos 12 MCGs terem sido alimentados com as mesmas informações, podem divergir em suas respostas principalmente por causa das diferenças na representação dos processos físicos na estrutura de cada modelo.

Considerando as mudanças projetadas na Q_{90} () geradas para os três reservatórios e cenários (144 projeções no total), 50 sinalizaram acréscimos na Q_{90} (), sendo 13 superiores a 20%. Por outro lado, 94 projeções indicaram redução na disponibilidade hídrica, com 54 projeções superiores a 20%. Tais reduções podem ocorrer, principalmente, no final do século (2070-2099), dado que a maioria das projeções concorda com a diminuição.

O modelo que apresentou os maiores valores no aumento da Q_{90} foi "GFDL-CM3", para o Castanhão (em todos os cenários e períodos) e para o Orós no período 2070-2099 no RCP8.5). Por outro lado, o modelo "ACCESS1-3" e "ACCESS1-0", indicaram as maiores reduções, principalmente, para o Orós e Banabuiú, com reduções de aproximadamente 60% (Figura 6C e Figura 6D). Particularmente o "GFDL-CM3" em todos os cenários, implicou, para o Castanhão, acréscimo da Q_{90} muito acima dos outros 11 MCG para os dois períodos. Esse último resultado está associado ao aumento sinalizado pelo "GFDL-CM3" para as vazões afluentes ao Castanhão de até 108% para 2040-2069 (Figura 4C) e 80% para 2070-2099 (Figura 4D). Assim, as projeções que implicaram maiores mudanças na Q_{90} nos reservatórios, consistentemente, correspondem também aos dados de vazões afluentes com maiores variações.

No geral, as variações nas vazões com 90% de garantia, para os períodos analisados, indicam tendência de redução da disponibilidade hídrica nos três reservatórios. Embora os resultados apresentem divergências, tais informações mostram o intervalo de variação da Q_{90} e podem facilitar a antecipação de medidas adaptativas do sistema de recursos hídricos da região as prováveis mudanças na disponibilidade hídrica devido às mudanças climáticas, principalmente em relação à redução da Q_{90} dos reservatórios Castanhão e Orós que, para as projeções com as maiores reduções, poderá apresentar comprometimento no abastecimento de vários setores usuários de água do estado do Ceará, incluindo a região metropolitana de Fortaleza e o vale do Rio Jaguaribe.

3. CONCLUSÕES

Nesse capítulo foram avaliados os impactos das mudanças climáticas a partir dos MCGs do IPCC-AR5 (CMIP5), na disponibilidade hídrica de grandes reservatórios de regiões semiáridas. Foram projetadas a variação das vazões afluentes, evaporação e vazões regularizadas nos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú, que são os maiores do estado do Ceará e localizados na bacia do Rio Jaguaribe.

Devido as incertezas, os resultados obtidos indicaram grandes divergências entre si, tanto quanto ao sinal (acréscimo ou redução) como quanto à magnitude da mudança. Apesar das divergências, em geral, as vazões afluentes e regularizadas apresentam tendência de redução com a mudança do cenário de emissão de GEE moderado (RCP4.5) para mais intenso (RCP8.5) e da metade do século XXI

(2040-2069) para o final deste século (2070-2099). Por outro lado, a evaporação nos reservatórios apresenta tendência de aumento na modificação do cenário RCP4.5 para RCP8.5 e 2040-2069 para 2070-2099 podendo chegar 7,6% no Castanhão para o último período e cenário mais intenso de GEE. O acréscimo nas perdas por evaporação nos reservatórios estudados representa redução considerável da disponibilidade hídrica da região, principalmente, por serem reservatórios com grande lâmina líquida superficial.

As projeções com tendência de redução da vazão afluente e regularizada, além do aumento das taxas de evaporação em reservatórios do semiárido sinalizam o agravamento do déficit hídrico da região em períodos futuros.

A redução na vazão regularizada (Q_{90}) pode ser superior a 20% em relação ao cenário base em 37,5% das projeções. Os resultados revelaram ainda que, caso as alterações na Q_{90} ocorram, existe grande chance de a redução ser mais intensa, dado que os percentuais de redução (valores negativos) são, em valores absolutos, maiores que os percentuais projetados para o acréscimo da Q_{90} em relação ao período base.

As políticas internacionais de mitigação discutem a possibilidade de minimizar o acréscimo médio da temperatura global para valores entre 1,5ºC a 2ºC, o qual é compatível com o cenário RCP4.5 e período 2070-2099, analisados no presente trabalho. Sendo assim, surge a necessidade premente da definição de estratégias de adaptação do setor de recursos hídricos às mudanças no clima. Considerando as incertezas inerentes ao processo descrito, as estratégias de adaptação precisam ser flexíveis e dinâmicas, devendo evoluir ao longo do tempo com o surgimento de novas informações e o aprimoramento do conhecimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, K. N.; FAN, F. M.; BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W.; PONTES, P. R. M. Mudanças Climáticas e Vazões Extremas na Bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.20, n.4. Porto Alegre, p.999 – 1007. 2015.

ALLEN RK, PEREIRA LS, RAES D, SMITH, M. Crop evapotranspiration. Guideline for computing crop water requirements. FAO irrigation and drainage paper no. 56. United Nations Food and Agricultural Organization, Rome. 1998.

ANA. Agência Nacional de Águas. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. Brasília, Distrito Federal. 249 pp. 2013.

BATES, B.C., Z.W. KUNDZEWICZ, S. WU, AND J.P. PALUTIKOF (eds.). Climate Change and Water. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Technical Paper VI, IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland, 2008. 210 pp.

BRAVO, J.M.; COLLISCHONN, W.; DA PAZ, A.R.; ALLASIA, D.; DOMECQ, F. Impact of projected climate change on hydrologic regime of the

Upper Paraguay River basin. *Climatic Change*, (DOI10.1007/s10584-013-0816-2), 2013.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C.; MARTINZ, D. D. G.; NASCIMENTO, L. S. V. Contribuições ao Debate sobre as Eficiências de Pequenos e Grandes Reservatórios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v.8, n.2, p. 31-38, 2003.

CEARÁ. Portal Hidrológico do Ceará. http://www.hidro.ce.gov.br/ (acedido em 15 de Junho 2017).

CHIEN, H.; YEH, P. J. F.; KNOUFT, J. H. Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. J. Hydrol., v. 491, p. 73–88, 2013.

DANKERS, R., ARNELL, N. W.; CLARK, D. B.; FALLOON, P.; FEKETE, B. M.; GOSLING, S.N.; HEINKE, J.; KIM, H.; MASAKI, Y.; SATOH, Y.; STACKE, T. First look at changes in flood hazard in the Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project ensemble. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (in press),* doi:10.1073/pnas.1302078110. 2013.

DONOHUE, R.J., Mcvicar, T.R., Roderick, M.L. Assessing the ability of potential evaporation formulations to capture the dynamics in evaporative demand within a changing climate. *Journal of Hydrology*. (386), 186-197, 2010.

EHRET, U., E. ZEHE, V. WULFMEYER, K. WARRACH-SAGI, AND J. LIEBERT. Should we apply bias correction to global and regional climate model data?. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.,* v.9, 5355–5387, 2012.

FERNANDES, R. DE O.; SILVA, F. D. ; LIMA, M. C. G. ; CUNHA, J. E. de B. L. . Variação da evaporação de grandes reservatórios do Semiárido brasileiro em cenários de mudanças climáticas. In: Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa, 2017, Porto, Portugal.. 13º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa. Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), 2017a. v. 13.

FERNANDES, R. DE O.; SILVEIRA, C. DA S.; STUDART, T. M. DE C.; SOUZA FILHO, F. DE A. DE. Reservoir yield intercomparison of large dams in Jaguaribe Basin-CE in climate change scenarios. RBRH, Porto Alegre , v. 22, e11, 2017b. http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716033.

GIORGI, F.; MEARNS, L. O. Calculation of average, uncertainty range, and reliability of regional climate changes from AOGCM simulations via the "Reliability Ensemble Averaging" (REA) method. Journal of Climate, v. 15, p. 1141-1158, 2002.

GLEICK, P. H. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*. v.302, 1524–1528. 2003.

GONDIM, R. S.; SILVEIRA, C; DE SOUZA FILHO, F.; VASCONCELOS, F.; CID, D.. Climate change impacts on water demand and availability using CMIP5 models in the Jaguaribe basin, semi-arid Brazil. Environmental Earth Sciences, v. 77, p. 1-14, 2018.

GONDIM, R. S.; CASTRO, M. A. H. DE.; MAIA, A. DE H. N.; EVANGELISTA, S. R. M.; FUCK, DE S. C. Jr. Climate change impacts on irrigation water needs in the Jaguaribe River Basin1. J Am Water Resour Assoc. 48:355–365. 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Espacial. http://www.ibge.gov.br/home/ (acedido em 20 de Junho de 2017).

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. Monitoramento dos reservatórios da região semiárida. https://www.olhonagua.insa.gov.br. (acedido em 28 de Junho de 2017).

IPCC. Summary for policymakers. In: Climate Change. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014. pp. 1-32.

IPCC. Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. 2013.

KNUTTI, R. The end of model democracy?. *Climatic change*, v. 102, n. 3-4, p. 395-404, 2010.

KNUTTI, R.; SEDLÁCEK, J. Robustness and uncertainties in the new CMIP5 climate model projections. *Nature Climate Change*, v. 3, p. 369-373, 2013.

LINACRE, E.T. Data-sparse estimation of lake evaporation using a simplified Penman equation. Elsevier Science Publishers B.V. *Agricultural and Forest Meteorology*, (64), 237-256, 1993.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR., B. P. F.; CONEJO, J. G. L. A. Simulação Hidrológica: Aplicações de um Modelo Simplificado. In: *III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.* Fortaleza: [s.n.]. p. 42-62. 1981.

LÓPEZ-MORENO, J. I., ZABALZA, J., VICENTE-SERRANO, S. M., REVUELTO, J., GILABERTE, M., AZORIN-MOLINA, C., MORÁN-TEJEDA, E.; GARCÍA-RUIZ, J. M.; TAGUE, C. Impact of climate and land use change

on water availability and reservoir management: Scenarios in the Upper Aragón River, Spanish Pyrenees**.** *Science of the Total Environment*, v. 493, p. 1222-1231, 2014.

MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, Impactos e adaptação as mudanças de clima no semiárido do Brasil, In: *Parcerias Estrategicas/Centro de Gestão de Estudos Estratégicos-Ministerio da Ciencia e Tecnologia*, v.1, n.1, Braslia DF, p. 149-176, 2009.

MARKSTROM, S. L.; HAY, L. E.; WARD-GARRISON, C. D.; RISLEY, J. C.; BATTAGLIN, W. A.; BJERKLIE, D. M.; CHASE, K. J.; CHRISTIANSEN, D. E.; DUDLEY, R. W.; HUNT, R. J.; KOCZOT, K. M.; MASTIN, M. C.; REGAN, R. S.; VIGER, R. J.; VINING, K. C.; WALKER, J. F. Integrated watershed-scale response to climate change for selected basins across the United States: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report. 2011–5077, 2012. 143 p.

MEEHL, G. A.; COVEY, C.; DELWORTH, T.; MOJIB, L.; MCAVANEY, B.; MITCHELL, J. F. B.; STOUFFER, R. J.; TAYLOR, K. E. 2007. The WCRP CMIP3 multimodel dataset: a new era in climate change research. *Bulletin of the American Meteorological Society 88,* 1383–1394, 2007.

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J. Stationarity is dead: whither water management? *Science*, v. 319, n. 5863, p. 573–574, 2008.

MONTENEGRO, S.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semiarid regions: A case study from North Eastern Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 434–435, p. 55–68, 2012.

MOSS R, BABIKER M, BRINKMAN S., CALVO E, CARTER TR, EDMONDS J, ELGIZOULI I, EMORI S, ERDA L, HIBBARD K, JONES R, KAINUMA M, KELLEHER J, LAMARQUE J-F, MANNING MR, MATTHEWS B, MEEHL J, MEYER L, MITCHELL JFB, NAKICENOVIC N, O'NEILL B, PICHS R, RIAHI K, ROSE SK, RUNCI P, STOUFFER RJ, VAN VUUREN DP, WEYANT JP, WILBANKS TJ, VAN YPERSELE JP, ZUREK M. Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies: IPCC Expert Meeting Report, 19–21. Noordwijkerhout, The Netherlands, 155 pp. 2008.

OLMSTEAD, S. M. Climate change adaptation and water resource management: a review of the literature. *Energy Economics*, v. 46, p. 500-509, 2014.

PBMC. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas [Assad, E.D., Magalhães, A. R. (eds.)]. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 414pp. 2014.

PIELKE, R. A.; WILBY, R. L. Regional climate downscaling: What's the point? *Eos, Transactions American Geophysical Union,* v.93, n. 5, p. 52-53, 2012.

PORTO, R.L.L. *et al. AcquaNet: arquitetura, estratégias e ferramentas.* In: Anais de XVI Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, João Pessoa – PB. ABRH. Porto Alegre/RS, 2005.

SCHEWE, J., HEINKE, J.; GERTEN, D.; HADDELAND, I.; ARNELL, N. W.; CLARK, D.B.; DANKERS, R.; EISNER, S.; FEKETE, B.; COLÓN--GONZÁLEZ, F. J.; GOSLING, S. N.; KIM, H.; LIU, X.; MASAKI, Y.; PORTMANN, F. T.; SATOH, Y.; STACKE, T.; TANG, Q.; WADA, Y.; WISSER, D.; ALBRECHT, T.; FRIELER, K.; PIONTEK, F.; WARSZAWSKI, L.; KABAT, P. Multi-model assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (in press), doi:10.1073/pnas.1222460110. 2013.

SHUKLA, J.; HAGEDORN, R.; MILLER, M.; PALMER, T. N.; HOSKINS, B.; KINTER, J.; MAROTZKE, J.; SLINGO, J. Strategies: Revolution in Climate Prediction is Both Necessary and Possible: A Declaration at the World Modelling Summit for Climate Prediction. *Bull. Amer. Meteor. Soc.,* 90, 175–178. 2009. doi: http://dx.doi.org/10.1175/2008BAMS2759.1.

SIGEL, K., KLAUER, B.; PAHL-WOSTL, C. Conceptualising uncertainty in environmental decision-making: the example of the EU Water Framework Directive. *Ecological Economics*, 69(3), 502-510. 2010.

SILLMANN, J.; KHARIN, V. V.; ZHANG, X.; ZWIERS, F. W.; BRONAUGH, D. Climate extremes indices in the CMIP5 multimodel ensemble: Part 1. Model evaluation in the present climate. *Journal of Geophysical Research,* v. 118, p. 1-18, 2013.

SILVEIRA, C. S. Modelagem integrada de meteorologia e recursos hídricos em múltiplas escalas temporais e espaciais: aplicação no Ceará e no setor hidroelétrico brasileiro. Tese (Doutorado). Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2014. 352 p.

SRH - Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. *Inventário Ambiental dos reservatórios,* 2011.

TAYLOR K. E; STOUFFER R.. J.; MEEHL, G. A. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bull Am Meteorol Soc.* 93:485–498. 2012.

THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. *Geography Review*. (38), 55-94, 1948.

TORRES, R. R.; MARENGO, J. A. Climate change hotspots over South America: from CMIP3 to CMIP5 multi-model datasets. *Theoretical and applied climatology,* v. 117, n. 3-4, p. 579-587, 2014.

TORRES, R. R.; MARENGO, J. A. Uncertainty assessments of climate change projections over South America. *Theoretical and applied climatology,* v. 112, n. 1-2, p. 253-272, 2013.

VALIANTZAS, J.D. Simplified versions for the Penman evaporation equation using routine weather data. *Journal of Hydrology* (331), 690-702, 2006.

VAN VLIET, M. T.H.; FRANSSEN, W. H.P., YEARSLEY, J. R.; LUDWIG, F.; HADDELAND, I.; LETTENMAIER, D. P.; KABAT, P. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, v. 23, n. 2, p. 450-464, 2013.

VAN VUUREN, D. P., EDMONDS, J., KAINUMA, M., RIAHI, K., THOMSON, A., HIBBARD, K; GEORGE HURTT, C.; KRAM, T.; KREY, V.; LAMARQUE, J.; MASUI, T.; MEINSHAUSEN, M.; NAKICENOVIC, N.; SMITH, S. J.; ROSE, S. K. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, v. 109, p. 5-31, 2011.

WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; TROCH, P. A.; MCGLYNN, B. L.; HARMAN, C. J.; GUPTA, H. V.; KUMAR, P.; RAO, P. S. C.; BASU, N. B.; WILSON, J. S. The future of hydrology: An evolving science for a changing world, *Water Resour. Res.*, v.46, p.1-10. 2010.

WATTS, R. J.; RICHTER, B. D.; OPPERMAN, J. J.; BOWMER, K. H.. Dam reoperation in an era of climate change. *Marine and Freshwater Research*, v. 62, n. 3, p. 321-327. 2011.

WILBY, R. L., WIGLEY, T. M. L. Downscaling general circulation model output: a review of methods and limitations. *Progress in Physical Geography.* v.21, p.530–548. 1997.

ANÁLISE DA SEGURANÇA DA ÁGUA EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS: O CASO DE FORTALEZA

Daniel Antonio Camelo Cid
Francisco de Assis de Souza Filho
Cleiton da Silva Silveira
Samiria Maria de Oliveira da Silva

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas aliadas ao crescimento de demanda por água nos diversos hidrossistemas no mundo representam um desafio para gestão de recursos hídricos. Especialmente em regiões semiáridas, que são bastante vulneráveis, a análise de impacto nas variáveis hidrológicas é necessárias para tornar esses hidrosssitemas mais resilientes. Em busca de conviver com o clima semiárido, o Estado do Ceará (Brasil) construiu uma rede de vários reservatórios de acumulação de água que visam atender demandas de múltiplos usuários, inclusive o grande centro urbano da região, Fortaleza e região metropolitana.

O problema da escassez pode surgir de diversos fatores como: crescimento populacional, a expansão do consumo associada à melhoria dos padrões de vida, mudanças alimentares, aquecimento do planeta, degradação dos corpos hídricos e mau gerenciamento dos sistemas de abastecimento de água. O crescimento populacional é apontado como uma das variáveis preocupantes quando trata-se de recursos hídricos, uma vez que ele vem acompanhado do aumento do consumo de água, de energia, e de alimentos tendo impactos sobre a demanda por recursos hídricos de forma geral.

Nesse sentindo, este trabalho busca avaliar o impacto das mudanças climáticas no Sistema Jaguaribe-Metropolitano, principal hidrossistema do Ceará, analisando as variáveis hidrológicas no presente e suas possíveis mudanças no futuro, além do crescimento da demanda por água na região no período de 2011 a 2040. O uso das vazões históricas advém da hipótese de que no futuro, essa variável tenha o mesmo comportamento apresentado no período de 1912 a 2012. A utilização das vazões futuras, no entanto, visa incorporar as possíveis variações das vazões no gerenciamento de recursos hídricos, considerando as incertezas associadas ao clima futuro e consequente as variáveis de oferta (ex. vazões) e demanda (evapotranspiração, temperatura) associadas ao clima.

2. LOCAL DE ESTUDO

O sistema Jaguaribe-Metropolitano é o principal sistema de reservatórios do Estado do Ceará. Composto por 8 reservatórios com capacidade de acumulação de aproximadamente 11.000 hm^3, esse sistema é responsável pelo abastecimento de aproximadamente 4 milhões de habitantes, incluindo a cidade de

Fortaleza. As bacias hidrográficas deste sistema estão na porção centro-nordeste do Estado e possuem como reservatórios principais: (i) Castanhão, Orós e Banabuiú, na Bacia do Jaguaribe; (ii) Gavião, Pacoti/Riachão, Pacajus e Aracoiaba, na região hidrográfica Bacias Metropolitanas. A Figura 1 mostra a mapa esquemático deste sistema.

Figura 1 - Mapa do sistema de abastecimento Jaguaribe-Metropolitano

3. MODELO DE SIMULAÇÃO

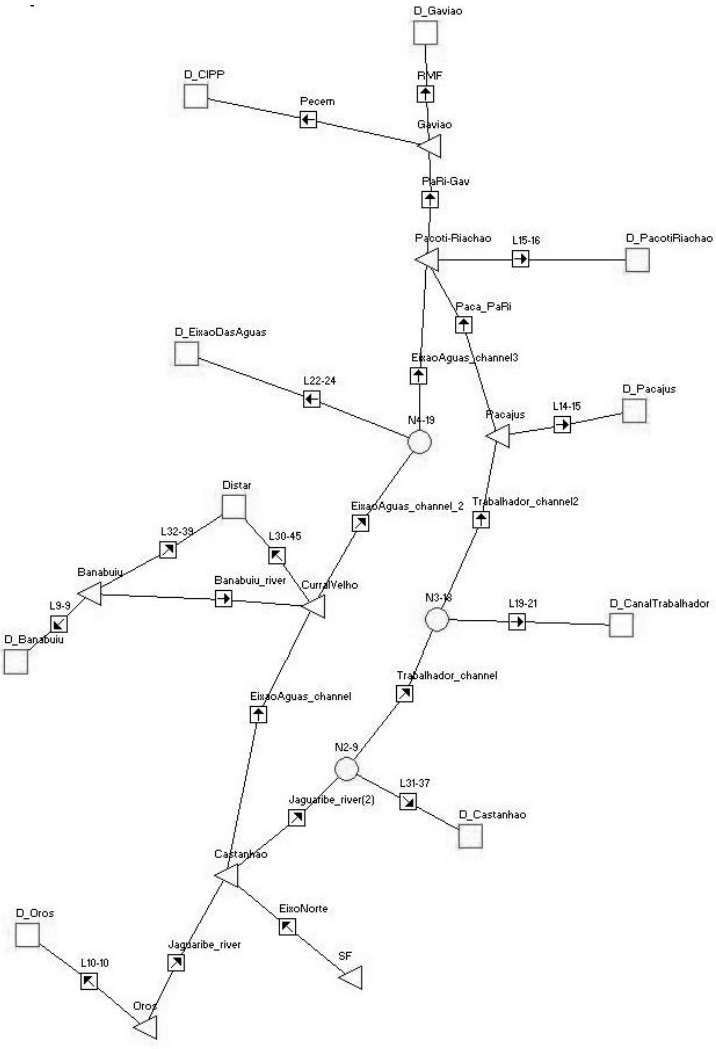
O modelo de simulação (Figura 2) foi construído utilizando o programa Acquanet. Desenvolvido pelo laboratório de Sistema de Apoio à Decisão da Escola Politécnica da USP (LABSID, 2002), esse programa funciona com uma estrutura modular constituída de um módulo base, denominado AcquaNet e de módulos para cálculo de alocação de água, avaliação da qualidade da água, determinação de alocação de água para irrigação, produção de energia elétrica e consideração de valores econômicos nas decisões de alocação (PORTO et al, 2014).

O ACQUANET simula a operação dos hidrossistemas (reservatórios e demandas) e a alocação de água pela aplicação de um sistema de prioridades e custos otimizados pelo algoritmo Out-of-Kilter. Os hidrossistemas são avaliados e como respostas obtém-se tabelas e gráficos sobre as acumulações dos reservatórios, vazão transportada entre trechos, demandas atendidas entre outros resultados, que funcionam como subsidio para as tomadas de decisões.

As vulnerabilidades hídricas do sistema foram analisadas pelos critérios de frequência de falha das demandas, pela curva de permanência e acumulação dos reservatórios. Para tanto, considera-se na operação real do sistema de abasteci-

mento de Jaguaribe-Metropolitano dois tipos de restrições físicas: (i) capacidade do transporte de água nos canais e (ii) cota do reservatório necessária para o bombeamento das águas estocadas (cota mínima). Dentre essas restrições destaca-se: a capacidade máxima de transporte do Eixão das Águas de 9m³/s, do canal do Trabalhador com 3m³/s, volume mínimo operacional do reservatório Pacoti-Riachão na cota 36,16m, correspondendo a aproximadamente 25% do seu volume total de acumulação e o volume mínimo operacional do Castanhão de 220 hm³. As capacidades máximas dos reservatórios podem ser encontradas no portal da Secretaria de Recursos Hídricos do Ceará (http://atlas.srh.ce.gov.br/)

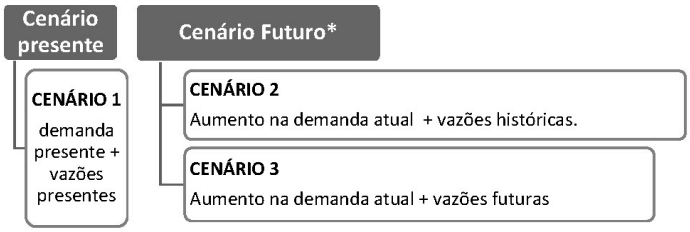
Figura 2 - Modelagem do Sistema de Abastecimento Jaguaribe Metropolitano utilizando o software Acquanet



4. CENÁRIOS DE OFERTA E DEMANDA

A cenarização é uma etapa importante do processo de modelagem. Diante das incertezas associadas nesta etapa do trabalho, optou-se pela construção de possíveis cenários de demandas para a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) e Região do Jaguaribe. Criou-se três cenários de oferta e demanda através da combinação de variações no consumo de água e mudança no regime de vazões. Eles foram agrupados em cenários que representam o presente e o futuro (Figura 3). Destaca-se que nos cenários futuros foram considerados uma vazão incremental advinda da transposição do rio São Francisco, de, em média, 10 m³/s.

Figura 3 - Cenários presente e futuros simulados



Cenário 1

O cenário 1 foi criado utilizando dados de demandas do presente e vazões históricas. Este cenário busca analisar o impacto do consumo de água na região dada que o regime de vazões permaneça constante. Nesse cenário é possível observar o nível de comprometimento do sistema para suprir as demandas instaladas.

Cenário 2

As demandas da região metropolitana de Fortaleza foram cenarizadas usando um crescimento de 26% do consumo atual. Esse valor refere-se a estimativa de crescimento da população de Fortaleza até o ano de 2040 (Mais detalhes sobre a metodologia de estimativa de crescimento está disponível no relatório sobre Segurança Hídrica do projeto Fortaleza 2040). Para as demandas da bacia do Rio Jaguaribe, propôs-se um crescimento de 1% ao ano em relação as demandas presentes (28% no acumulado total). A esse cenário de crescimento de demanda, combinou-se o cenário de vazões históricas para a composição do Cenário 2.

Cenário 3

O cenário 3 foi montado utilizando o mesmo critério de crescimento de demanda do cenário 2 combinado a um cenário de variação das vazões afluentes devido as mudanças climáticas. Neste estudo foram considerados os modelos climáticos globais BCC-CSM1.1, HadGEM2-AO e MIROC5 para o cenário de forçante radioativa 4.5.

5. DADOS UTILIZADOS

Esta sessão apresenta os dados utilizados na avaliação da segurança hídrica do sistema Jaguaribe-Metropolitano

Vazões

As vazões históricas afluentes aos reservatórios foram obtidas do relatório de estudos de regionalização de vazões para as bacias dos reservatórios do Estado do Ceará, publicado por UFC/COGERH (2013). Nesse relatório, as séries de vazões foram obtidas utilizando-se o modelo SMAP (*Soil Moisture Accounting Procedure*) com discretização mensal. As vazões compõem uma série mensal para o período entre janeiro de 1912 e dezembro de 2012.

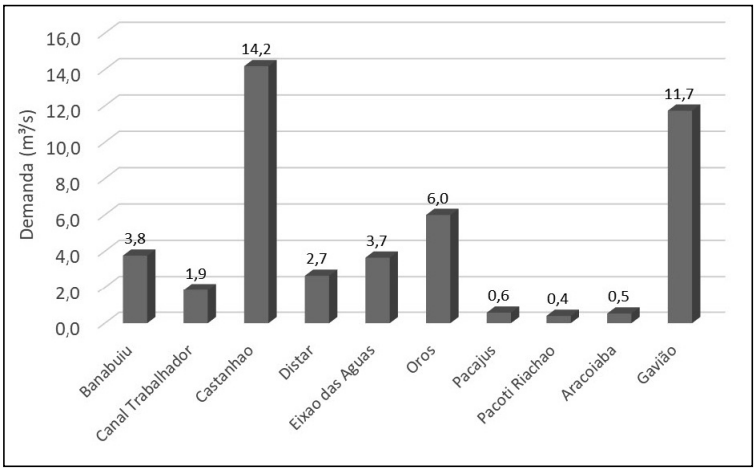
As vazões para as simulações dos cenários futuros que incorporam as mudanças climáticas foram obtidas no trabalho de Silveira (2014). O autor utilizou as informações de precipitação e temperatura de diferentes modelos climáticos globais para diferentes cenários de forçantes radiotivas para geração de vazões e evapotranspiração de reservatórios no Ceará. Neste presente estudo, os modelos climáticos globais considerados foram o BCC-CSM1.1, HadGEM2-AO e MIROC5 para o cenário de forçante radioativa 4.5, para o período de 30 anos, compreendido entre 2011 e 2040.

Segundo Silveira (2014), para o período de 2010 a 2049, o modelo HadGEM2-AO apresentou uma redução em torno de 40% a 60% para as bacias do Jaguaribe e RMF em relação ao século XX (1950-1999). O modelo BCC--CSM1.1 apresentou um aumento das vazões 5% a 25%, enquanto o modelo MIROC5 apresentou também variação entre -2% (redução) e 10% (aumento) em relação ao mesmo século XX (1950-199).

Demandas

Os valores de demanda hídrica do cenário presente foram coletados junto a COGERH, considerando as estimativas realizadas para um período sem escassez hídrica. Para efeito de análise, as demandas foram agrupadas conforme a estrutura física que lhe fornece água (Figura 4). O sistema Jaguaribe-Metropolitano possui uma demanda total de 45,30 m³/s. Desse total, 71% estão concentradas na bacia do Jaguaribe e 29% na Região Metropolitana de Fortaleza.

Figura 4 - Demandas hídricas em m³/s do sistema Jaguaribe-Metropolitano



Fonte: Informações concedidas pela Gerência de Operação da COGERH em janeiro de 2015.

Para os cenários em que foram considerados . As demandas futuras foram calculadas aumentando para 28% em Jaguaribe e para 26% em Fortaleza, resultando em um total de 61 m³/s.

Evaporação e Cota-Área-Volume

Para a evapotranspiração atual, foram utilizadas as Normas Climatológicas do INMET, utilizando os valores da estação mais próxima do reservatório; para a evapotranspiração futura, utilizou-se a calculada por Silveira (2014) utilizando o método de Pennan-Montheith.

Considerou-se em todos os cenários simulados a mesma relação Cota-Área--Volume de cada reservatório. Os dados também foram cedidos pela COGERH.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As análises de disponibilidade hídrica foram feitas, inicialmente, observando o comportamento dos reservatórios, apresentado na Tabela 1. Nela observa-se a frequência de esvaziamento para os três cenários simulados. Em todos os cenários, a exceção do reservatório Gavião, os níveis dos reservatórios atingiram o volume mínimo operacional. O cenário 1 foi o que apresentou as menores frequências de esvaziamento. Nesse cenário, o reservatório Orós apresentou, aproximadamente, 14% de falha. O aumento do consumo de água nesse hidrossitema, aliado as baixas das vazões afluentes, fizeram com que as severidades das falhas fossem maior no Cenário 3 – HadGEM 2. As maiores falhas foram registradas na Região do Jaguaribe, tendo o Castanhão, principal reservatório da bacia, com falha de 25,46 %.

Tabela 1 - Frequência de Esvaziamento dos reservatórios (%)

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3		
Reservatórios			B C C - CSM1.1	HadGEM2	MIROC5
Banabuiú	0,41	16,5	52,55	54,17	25,69
Castanhão	6,52	10,07	10,19	25,46	6,48
Gavião	0	0	0	10,88	0
Orós	14,19	10,97	8,33	28,24	3,01
Pacajus	0,33	1,4	0	11,57	0,46
Pacoti-Riachão	4,7	6,44	0,69	21,06	1,62

A frequência de falhas das demandas é apresentada na Tabela 2. Observa-se que a falha na região do Jaguaribe (Banabuiú, Canal do Trabalhador, Castanhão, Eixão das Águas, Orós e Distar) aumenta entre os cenários 1 e 2. O inverso pode ser observado quando se olha para a frequência de falhas das demandas da região Metropolitana (CIPP, Gavião, Pacajús e Pacoti-Riachão). Esse fato é justificado pela menor transferência de água entre as duas regiões no cenário 2. Nesse cenário, como o consumo aumenta significativamente na região do Jaguaribe, em determinados períodos da simulação é impossível enviar água para a Metropolitana, haja vista que os reservatórios do Jaguaribe secam com maior frequência, e, consequentemente, aumentam as falhas na região a jusante. Quando se observa um cenário de mudanças climáticas (Cenário 3) as menores falhas estão na região metropolitana, chegando a 11% do período simulado no modelo HadGEM2. As falhas mais preocupantes estão na região do Jaguaribe, onde, de todos os cenários analisados, a menor falha foi no modelo MIROC5, atingindo 25% no Distar.

Tabela 2 - Frequência de falhas das demandas (%)

Centros de Demanda	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3		
			BCC-CSM1.1	HadGEM2	MIROC5
Banabuiú	0,33	12,87	43,75	50,23	22,45
Canal do Trabalhador	5,94	8,09	7,64	24,54	3,7
Castanhão	5,69	7,67	6,71	24,54	2,08
CIPP*	2,81	2,15	0	10,65	1,39
Eixão das Águas	4,87	6,19	0,69	19,91	1,62
Gavião	2,56	0,5	0	9,49	0,46

Orós	13,78	10,56	6,71	28,01	2,78
Pacajús	0	0,5	0	11,11	0,46
Pacoti-Riachão	0,74	0	0	10,88	0,46
Distar**	0,41	16,5	52,55	54,17	25,69

* Complexo Industrial do Porto do Pecém; ** Distrito de Irrigação Tabuleiro de Russas

Por fim, apresenta-se na Figura 5 as curvas de permanecia dos reservatórios equivalentes das regiões Jaguaribe e Metropolitana. Para isso, somou-se mensalmente a acumulação de cada reservatório integrante de sua respectiva bacia, plotando-se as probabilidades de excedência. No cenário 3 – HadGEM2, os reservatórios dos dois sistemas apresentaram as menores acumulações, apresentado volume mínimo em 25% do período simulado, aproximadamente. O sistema Jaguaribe apresentou seu melhor desempenho no cenário com vazões históricas e com demanda atual, ainda assim, atingiu o volume mínimo operacional do sistema (200hm³) em 2% do período simulado. Para o sistema Metropolitano, o cenário BCC-CSM1.1 apresentou as maiores acumulações entre todos os outros cenários.

Figura 5 - Curva de permanência da acumulação dos reservatórios da região Jaguaribe

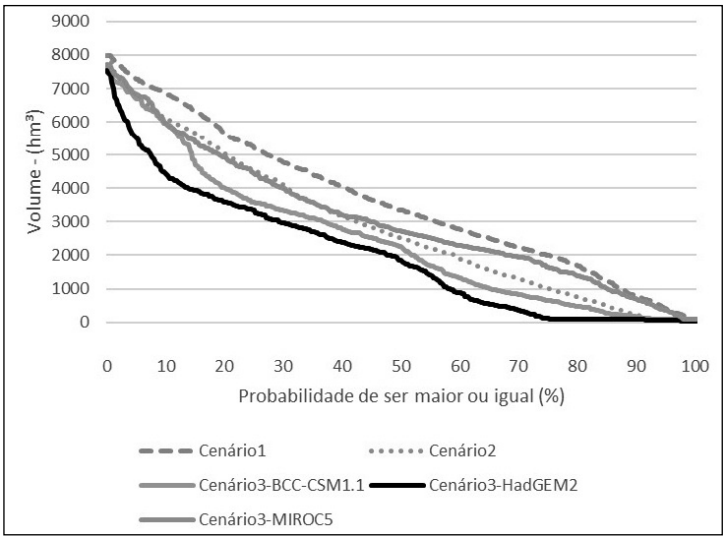
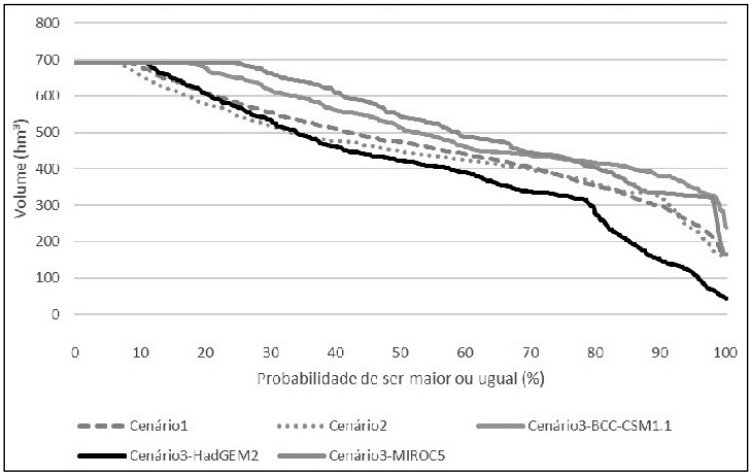


Figura 6 - Curva de permanência da acumulação dos reservatórios da região Metropolitana



CONCLUSÃO

As simulações demonstram grande vulnerabilidade do sistema de abastecimento Jaguaribe-Metropolitano, tanto no cenário presente quanto nos cenários futuros. O cenário presente aponta que as demandas instaladas em condições normais (sem seca) sobrecarregam o sistema. Nesse sentindo, as simulações indicam que será necessário em algum momento o racionamento dessas demandas, ou incremento da oferta através de fontes alternativas de abastecimento, como dessalinização da água do mar e reúso de água.

Nos cenários futuros, quando se simulam apenas o crescimento das demandas, essas falhas se agravam. Cabe destacar que nessa simulação foi considerando um incremento da oferta no reservatório Castanhão vinda da transposição do rio São Francisco. Dessa forma, torna-se imprescindível a gestão da demanda da água no futuro. As simulações utilizando modelos de mudança climática apresentam falhas ainda maiores, com valores de 10 a 50% do tempo de falha nos piores cenários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

LABSID. Modelo de Rede de Fluxo - Acquanet. 2002. Universidade de São Paulo: Laboratório de Sistema de Suporte a Decisão. Disponível:<http://www.labsid.eng.br/Programas.aspx>Acesso em: 09 nov 2015.

PORTO, R. L. L. et al. Sistema de suporte a decisão para análise de sistemas de recursos hídricos. 2014. 165p.

SILVEIRA, C. S. Modelagem integrada de meteorologia e recursos hídricos em

múltiplas escalas temporais e espaciais: aplicação no Ceará e no setor hidroelétrico brasileiro. 2014. 315f. Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidraúlica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2014.

UFC/COGERH. Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Relatório 1.1.12. Convênio UFC/COGERH/FCPC. Fortaleza. 2013. 24p.

APLICAÇÃO DE PROGRAMAÇÃO DINÂMICA DUAL ESTOCÁSTICA NA OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DE CURTO PRAZA DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DO JAGUARIBE E METROPOLITANO

Victor Costa Porto
Francisco de Assis Souza Filho
Taís Maria Nunes Carvalho
Daniel Camelo Cid
Gabriela de Azevedo Reis

1. INTRODUÇÃO

A operação de hidrossistemas define o volume hídrico que será armazenado e o destinado a atender os usos múltiplos da água. É um processo de tomada de decisão que envolve diversos setores da sociedade e se caracteriza como um estágio fundamental da gestão eficiente dos recursos hídricos.

Além disso, lida com variáveis complexas como as demandas hídricas de diversos setores e a produção de energia. Devido ao caráter estocástico das afluências (incerteza hidrológica), a tomada de decisão ocorre em meio à incerteza e deve ser assistida por modelos de simulação e otimização para que se encontre soluções de performance satisfatórias (Labadie, 2004; Loucks e Van Beek, 2005).

A aplicação de modelos de otimização de reservatórios, além de permitir o uso mais racional da água, também podem auxiliar a justificar as decisões de alocação e a resolver conflitos. Entretanto, a aplicação de técnicas matemáticas de otimização à operação de hidrossistemas não é tarefa simples uma vez que deve tratar com incertezas, não linearidades e multiobjetividade inerentes dos hidrossistemas (Rani e Moreira, 2009).

Segundo Lana (2002), existem duas abordagens para incorporar a incerteza hidrológica no processo de decisão: a implicitamente estocástica que supõe que o futuro é conhecido e utiliza métodos determinísticos para determinar as políticas ótimas de operação de cada uma das séries de vazões futuras consideradas e a explicitamente estocástica que utiliza modelos probabilísticos para determinar uma só regra decisória de valor esperado ótimo conforme o armazenamento e a estação em que se encontram o sistema.

Além das vantagens de tratar diretamente com a incerteza climática e de obter apenas uma regra decisória ótima, a abordagem explicitamente estocástica também permite a incorporação de forma natural da previsão sazonal de vazões e da estrutura de autocorrelação encontrada nas séries temporais (Stedinger et al., 1984; Kelman et al, 1990; Faber e Stedinger, 2001; Kim et al., 2007).

Dentre as técnicas explicitamente estocásticas de otimização, a mais utilizada na operação de hidrossistemas é a Programação Dinâmica Estocástica (PDE) (Little, 1955; Buras, 1966; Loucks, 1968; Maceiera e Kelman, 1991; Côté et al., 2011, Stedinger et al., 2013). A PDE lida bem com incertezas e não linearidades e a sua lógica de funcionamento por meio de decisões sequências se adequa bem ao problema de otimização da operação de reservatórios, porém necessita de grande esforço computacional, o mal da dimensionalidade (Bellman, 1957), o que restringe sua aplicação em sistemas maiores e mais complexos.

Visando tornar possível o emprego da PDE para grandes sistemas de reservatórios, Pereira e Pinto (1989) apresentaram a Programação Dinâmica Dual Estocástica (PDDE) que evita a discretização ao tratar de forma analítica e resolver o problema iterativamente em dois estágios (primal e dual) por meio da aproximação das funções de custo futuro a funções lineares por partes. Atualmente, é a técnica de otimização empregada nos modelos NEWAVE e DECOMP (Maceira et al. ,2002), desenvolvidos pela CEPEL, que são os utilizados pelo ONS para operar o todo o sistema de produção de energia hidrotérmica no Brasil.

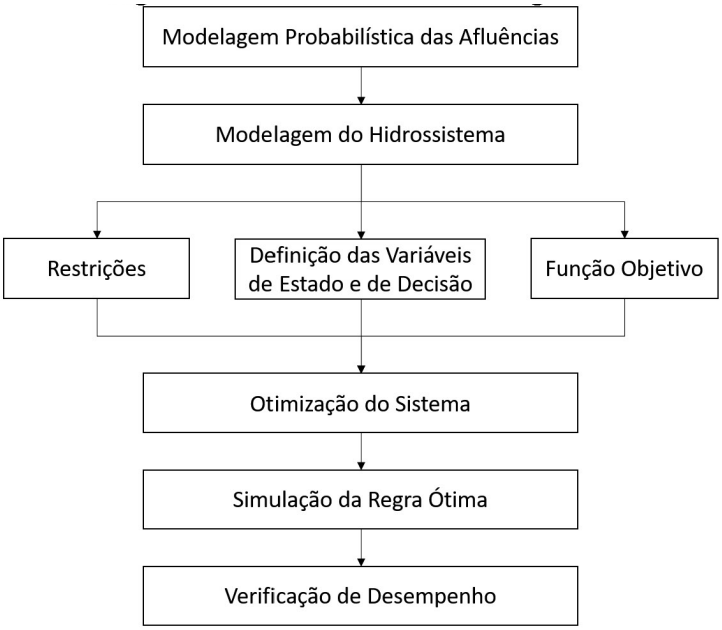
Neste estudo foi proposta como uma alternativa à operação já apresentada por níveis meta, uma abordagem de otimização explicitamente estocástica para o sistema Jaguaribe-Metropolitano por meio da aplicação de PDDE e que permita, no futuro, ser acoplada com de um sistema de previsão sazonal de vazões.

2. METODOLOGIA

A abordagem foi desenvolvida para um horizonte de operação de 1 ano (curto prazo) e realizada em etapas sequenciais conforme apresentado na Figura 1. Primeiro, a série histórica de vazões afluentes aos reservatórios foi considerada mensalmente e como cenários equiprováveis, depois o hidrossistema Jaguaribe-Metropolitano é analisado como dois reservatórios equivalentes (um para cada sistema), conforme apresentado por CID (2017), para que seja formulado como um problema de otimização com a definição das variáveis de estado e de decisão, restrições físicas e operativas e a definição da função objetivo baseada no atendimento das demandas e no nível final dos reservatórios.

Depois de formulado, o problema de otimização é resolvido por meio da aplicação da PDDE. A regra de operação ótima é então utilizada na simulação do sistema para cenários específicos. Por fim, a performance da otimização para a simulação destes cenários é avaliada para verificar se a regra ótima de maior valore esperado encontrada para toda a série histórica de vazões afluentes possui bom desempenho para cenários específicos.

Figura 1 - Panorama Metodológico



- ***Modelagem Probabilística das Afluências***

Foram utilizadas as séries de vazões afluentes obtidas através do relatório de estudos de regionalização de vazões para as bacias dos reservatórios do Estado do Ceará, publicado por UFC/COGERH (2013) em que foram determinadas por meio da aplicação do modelo SMAP (Soil Moisture Accounting Procedure) para um intervalo mensal. A série dos reservatórios equivalentes foi calculada pela soma das vazões de cada um dos reservatórios que a compõe conforme CID (2018).

Para a aplicação da PDDE, são necessárias as distribuições de probabilidade para cada estágio (mês) das variáveis estocásticas. Neste trabalho, essas distribuições foram calculadas a partir das séries históricas de vazões afluentes de forma equiprovável, ou seja, considera que a os valores observados para um mês na série histórica possuem a mesma probabilidade de ocorrer. Desta forma, para um dado mês:

Desta forma, para qualquer valor de x pertencente ao conjunto das observações:

$P(x_i) = 1/N$

com,

$$\sum_{i=1}^{i=N} P(x_i) = 1$$

em que,

x é um valor observado de um mês;

P é a probabilidade deste valor observado x ocorrer;

N é o número de observações daquele mês.

O desenvolvimento das distribuições deste modo tem a desvantagem de não considerar as correlações temporais e espaciais existentes, o que deverá ser incorporado em trabalhos futuros. Também é possível a inclusão direta de um sistema de previsão sazonal de vazões com a alteração das probabilidades dos valores mensais conforme os resultados das previsões.

- ***Modelagem do Hidrossistema***

A modelagem do hidrossistema consiste em traduzir o problema da operação de reservatórios para uma formulação matemática em que possam ser aplicadas as técnicas de otimização. O hidrossistema estudado é o Jaguaribe-Metropolitano representado por seus dois reservatórios equivalentes: o reservatório equivalente da bacia do Jaguaribe constituído pelos reservatórios Castanhão, Orós e Banabuiú e o reservatório equivalente da bacia Metropolitana constituída pelos reservatórios Aracoiaba, Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião.

As informações necessárias para a modelagem da operação deste sistema, como os volumes, as curvas de Cota-Área-Volume e demandas, foram calculadas para os reservatórios equivalentes conforme CID (2017).

- ***Variáveis de Estado e de Decisão***

No problema da operação de reservatórios as variáveis de estado são os volumes armazenados nos reservatórios; as de decisão são as retiradas e a transferência entre os sistemas; e a atualização dos estados conforme as decisões (dinâmica do sistema) é dada pela equação do balanço de massa hídrica; para simplificação do algoritmo as sangrias de cada um dos reservatórios equivalentes foi considerada também como uma variável de decisão. Deste modo, a dinâmica do sistema é representada como:

Assim a dinâmica do problema a ser otimizado se torna o balanço hídrico mensal realizado para os dois reservatórios em série:

$$\begin{cases} s1_{t+1} = s1_t + w1_t - Evap(t, s1_t) - u1_t - u2_t - u3_t \\ s2_{t+1} = s2_t + w2_t + u2_t - Evap(t, s2_t) - u4_t - u5_t \end{cases}$$

em que,

s1 e s2 são as variáveis de estado: os armazenamentos nos reservatórios 1 e 2 (respectivamente, o equivalente do Jaguaribe e o equivalente Metropolitano);

w1 e w2 são as variáveis estocásticas, as afluências aos reservatórios 1 e 2;

Evap é o volume evaporado no período t para cada reservatório;

u1 e u4 são as decisões quanto às retiradas para atendimento das demandas, respectivamente, nos reservatórios 1 e 2;

u2, é a decisão referente à transferência entre os sistemas;

u3 e u5 são as decisões quanto aos vertimentos, respectivamente, nos reservatórios 1 e 2.

Com a utilização desta dinâmica na otimização, o problema tem duas variáveis de estado, cinco variáveis de decisão e doze estágios.

- ***Restrições***

Como restrições do problema, as variáveis de estado devem obedecer à capacidade máxima e mínima de armazenamento dos reservatórios; as retiradas u1 e u4 devem ser no máximo igual às respectivas demandas; a transferência u2 possui um limite referente aos canais que conectam os 2 sistemas. Estes valores limites foram todos obtidos do trabalho de CID (2017)

- ***Função Objetivo***

A função objetivo elaborada neste trabalho considera o atendimento às demandas em ambos os sistemas e o armazenamento nos reservatórios ao final da operação. O atendimento oi considerado como a minimização das demandas não abastecidas. Este déficit é parametrizado com base no seu valor máximo para que a função varie de 0 a 1 em cada estágio do problema para cada reservatório. Também foi adicionado o vertimento em porcentagem da capacidade do reservatório na função objetivo, visando minimiza-lo. O que é representado para um reservatório:

$$f = \sum_{t=1}^{12} (D_t - u_t)/D_t + S_t/C$$

onde,

f é a função a ser minimizada;

D é a demanda total para o mês t;

C é a capacidade máxima do reservatório;

u é a vazão destinada ao abastecimento das demandas pelo reservatório no intervalo t.

S é o vertimento decidido no intervalo t.

O armazenamento final é considerado na função objetivo como uma função de custo final (ω). Foi determinado uma função ω de acordo com a distância entre o armazenamento final e metade capacidade do reservatório de forma que penalizem linearmente as políticas de operação que esvaziem o reservatório, caso o armazenamento fosse maior que metade da capacidade, o custo final seria nulo.

Assim ω para um reservatório é definido como:

$$\omega = \max[\,0\,;\; 2 * (0.5 * V_{útil} - s_{T+1}\,)/V_{útil}]$$

em que,

s_{T+1} é o volume no final da operação de um reservatório em hm³.

Ao final da operação, ω possuí um valor para cada reservatório que varia de 0 a 1.0.

Para combinar estes objetivos em uma só função objetivo, foi realizada uma ponderação com atribuição dos pesos α e β para, respectivamente, o armazenamento final e o atendimento às demandas. Para manter o intervalo de valores numéricos dos objetivos, foi determinado que a soma de α e β deve ser 1. O que resultou na seguinte função objetivo final para o hidrossistema (FO):

$$FO = \min[\,\alpha \sum_{k=1}^{2} \omega_k + \beta \sum_{t=1}^{12} \sum_{k=1}^{2} f]$$

com,

$\alpha + \beta = 1$

- ***Otimização do Sistema***

O Hidrossistema modelado foi otimizado com utilização da Programação Dinâmica Dual Estocástica (Pereira e Pinto, 1989) por meio de desenvolvimento de código computacional na Linguagem Julia com o emprego do pacote Stoch-DynamicProgramming (Leclère, 2016). A otimização se deu com a consideração dos volumes iniciais do reservatório equivalente do Jaguaribe e do Metropolitano de 50% das suas respectivas capacidades.

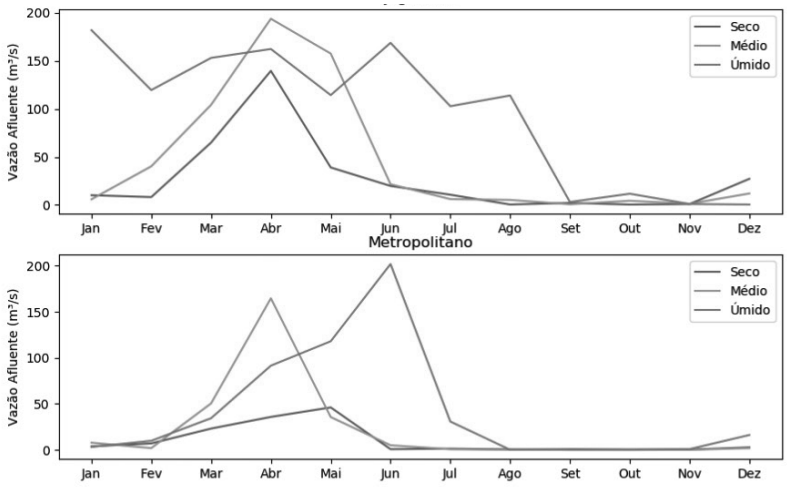
- ***Simulação da regra ótima e verificação de desempenho***

O pacote utilizado retorna após a otimização uma matriz com funções que determinam as decisões (retiradas e transferência) de valor esperado ótimo conforme o armazenamento e o em que se encontram o sistema. Assim, foram elaborados três Cenários de vazão afluente para a simulação da regra ótima de cada reservatório, o Seco, o Médio e o Úmido. Eles foram determinados com base na distribuição de probabilidades cumulativas da média anual da série histórica completa.

Desta forma, os cenários de simulação Seco, Médio e Úmido foram definidos como os anos cujas vazões médias representavam os percentis 20, 50 e 80 da série histórica para cada reservatório. A Figura 2 traz os cenários elaborados para a simulação da regra ótima dos reservatórios do hidrossistema estudado. A

simulação destes cenários é realizada para avaliar o desempenho da regra ótima encontrada para anos médios e extremos (secos e úmidos).

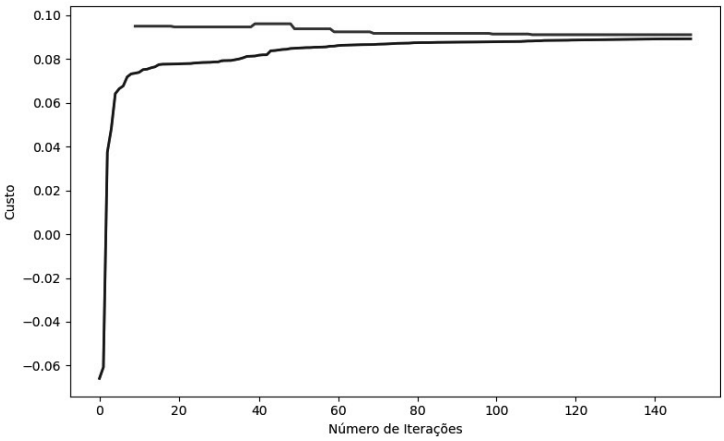
Figura 2 - Cenários de Vazão Afluente Utilizados na Simulação



3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A convergência da PDDE para um ótimo foi observada por meio da aproximação dos custos estimados pelos 2 estágios do problema (primal e dual) em que um funciona como limite inferior e outro como superior. Conforme ilustrado na Figura 3, a otimização obteve boa convergência a partir de 100 interações. Este alto nível de precisão (gap pequeno) válida que a regra de operação encontrada está bem próxima da de maior valor esperado (o ótimo do problema).

Figura 3 - Convergência da Otimização



As figuras 4, 5 e 6 trazem respectivamente os resultados da operação, por meio da regra ótima encontrada, do reservatório do Jaguaribe, do Metropolitano e a transferência entre os sistemas para cada um dos cenários simulados. Se observa que as demandas de ambos os reservatórios foram atendidas em todos os períodos de tempo de todos os cenários simulados. A regra ótima também consegue anular os vertimentos para os cenários seco e médio, entretanto não consegue durante dois meses do úmido no reservatório Metropolitano.

Também foi verificada a necessidade de transferência de vazão entre os dois reservatórios na estação seca (segundo semestre) como forma de diminuir o risco de falha do reservatório Metropolitano nesta estação. Entretanto, esta transferência foi dispensável para o cenário úmido. Para o cenário médio essa transferência só se deu no último mês e para o seco, constante e com o máximo valor possível a partir do mês de junho até o fim do ano.

Quanto ao armazenamento dos reservatórios no final da operação, só existe falha, ou seja, termina menor que o volume inicial (50% de capacidade), no reservatório do Jaguaribe para o cenário seco que é agravada pela necessidade de transferência permanente para o reservatório Metropolitano durante o segundo semestre. Assim, foi verificada também a transferência de risco entre os sistemas por meio da sua integração.

Figura 4- Operação do Reservatório da Bacia do Jaguaribe

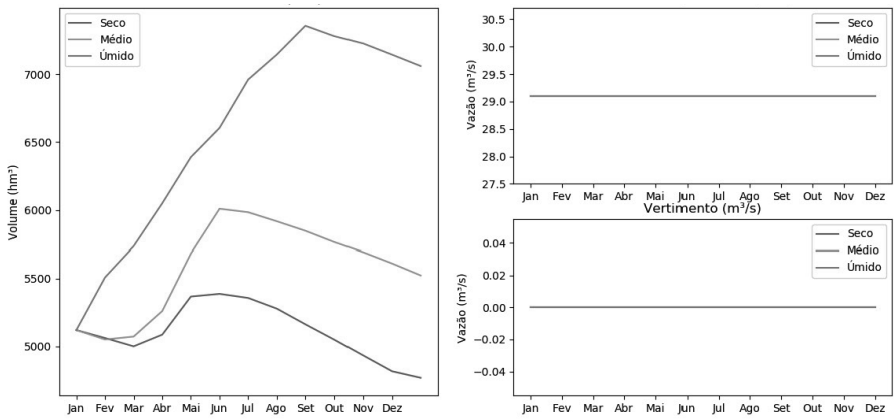


Figura 5- Operação do Reservatório da Bacia Metropolitana

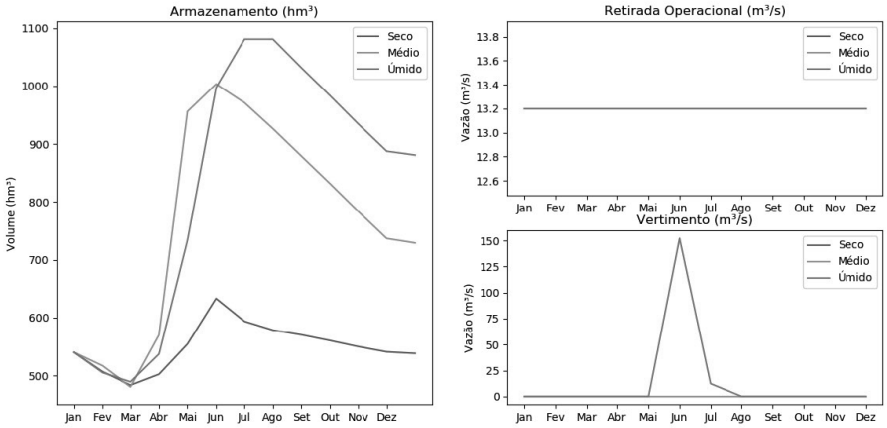
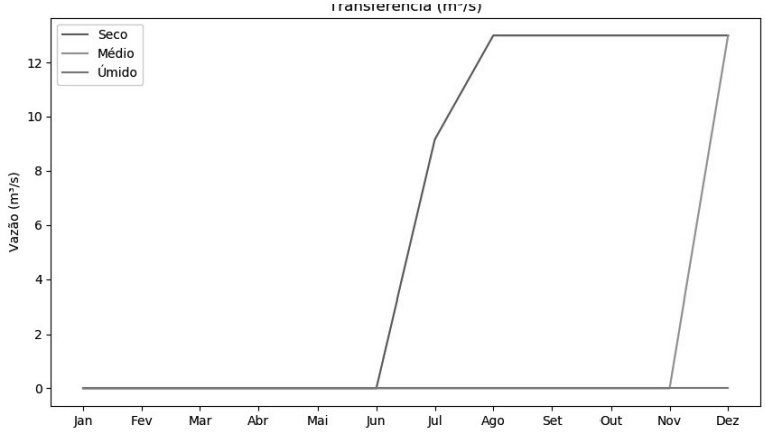


Figura 6 - Transferência Entre os Sistemas



4. CONCLUSÕES

A abordagem explicitamente estocástica utilizada demonstrou boa performance para todos os cenários simulados, indicando que mesmo a otimização sendo realizada para determinar um ótimo de maior valor esperado, este ótimo encontrado é eficiente até em cenários mais distantes do médio. Ainda, esta abordagem permite a incorporação de um sistema de previsão sazonal de vazões afluentes o que deve aumentar a sua performance por meio de uma melhor definição das probabilidades do espaço amostral das séries de vazões afluentes baseadas em observações climáticas.

A PDDE, apesar de ter sido desenvolvida para grandes sistemas de reservatórios, se demonstrou adequada para sistemas menores como a operação de curto

prazo do Jaguaribe-Metropolitano. Esta adequabilidade foi avaliada por meio da baixa velocidade de processamento necessária (menos de um minuto), da convergência do algoritmo e do bom desempenho da regra ótima encontrada mesmo para cenários extremos.

Os resultados obtidos também mostraram a importância da integração das duas bacias para manter a eficiência do sistema Metropolitano durante a estação seca até mesmo em anos com afluências próximas à média da série histórica. Também, essa transferência necessária resulta na diminuição dos estoques do reservatório do Jaguaribe, deste modo, a garantia de melhor eficiência do sistema Metropolitano é consequência de um aumento do risco do Jaguaribe para o próximo horizonte de operação (transferência de risco entre os dois sistemas). O que mostra ser necessária a discussão de mecanismos de compensação entre as duas bacias.

A metodologia proposta pode ser utilizada na operação em tempo real do sistema com a atualização mês a mês do volume e da vazão afluência estimada para o próximo mês como uma alternativa à operação proposta anteriormente por níveis meta e que pode trazer ganhos significativos por considerar diretamente a incerteza. Entretanto é necessário antes uma comparação da performance destas duas formas de operação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, M. T. L. A Programação Dinâmica Aplicada à Engenharia de Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. L. (Org.). Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. Porto Alegre: UFRGS, 2002.

BELLMAN, R. E. The Theory of Dynamic Programming. *Bulletin of the American Mathematical Society*.1957.

CID, D. *Alocação Intertemporal E Múltiplos Usuários: Estudo De Caso Sistema Jaguaribe-Metropolitano*. 2017.

Buras, N., Conjunctive operation of dams and aquifers, J. Hydraul. Div. Am. Soc.Civ. Eng.,89(HY6), 111-131, 1963.

Côté, P., D. Haguma, R. Leconte, S. Krauc, Stochastic optimization of HydroQuebec hydropower installations: a statistical comparison between SDP and SSDP methods, Canadian Journal of Civil Engineering, 38:(12) 1427-1434, 10.1139/l11-101, 2011

FABER, B. A.; STEDINGER, J. R. Reservoir optimization using sampling SDP with ensemble streamflow prediction (ESP) forecasts. *Journal of Hydrology*, v. 249, n. 1–4, p. 113–133, 2001.

KELMAN, J. *et al.* Sampling Stochastic Dynamic Programming Applied to Res-

ervoir Operatio. *Water Resources Research Res.*, v. 26, n. 3, p. 447–454, 1990.

KIM, Y.-O. *et al.* Optimizing Operational Policies of a Korean Multireservoir System Using Sampling Stochastic Dynamic Programming with Ensemble Streamflow Prediction. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 133, n. 1, p. 4–14, 2007

LABADIE, J.W. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 130, n. 2, p. 93-11, 2004.

Lana,A.E. Introdução. In: PORTO, R. L. L. (Org.). Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. Porto Alegre: UFRGS, 2002.

Little, J.D.C., "Use of Storage Water in a hydroelectric System", J. of Operations Research, 3, 187-197, 1955.

Loucks, D.P., "Computer Models for Reservoir Regulation, J. of the Sanitary Engineering Div., ASCE, Vol. 94, No. SA4, August 1968

LOUCKS, D.P.; Van BEEK. *Water resources systems planning and management: an introduction to methods, models and applications*. UNESCO, Paris, 2005.

MACEIRA, M. *et al. Chain of optimization models for setting the energy dispatch and spot price in the Brazilian system NEWAVE E DECOMP - Descrição*. Power System Computation Conference, n. June, p. 24–28, 2002.

Maceira, M.E., and J. Kelman, Long Term Hydro-Thermal Coordination Based on Sampling Stochastic Dynamic Programming, CEPEL—Centro de Pesquisas de Energia Elétrica, Brazil, 1991

PEREIRA, M. V. F.; PINTO, L. M. V. G. *Multi-stage stochastic optimization applied to energy planning.* Mathematical Programming, v. 52, n. 1–3, p. 359–375, 1991.

RANI, D.; MOREIRA, M. M. Simulation-optimization modeling: A survey and potential application in reservoir systems operation. *Water Resources Management*, v. 24, n. 6, p. 1107–1138, 2009.

Stedinger, J.R., J. Lamontagne, B.A. Faber, Developments in Stochastic Dynamic Programming for Reservoir Operation Optimization. World Environmental and Water Resources Congress 2013: Showcasing the Future - Proceedings of the 2013 Congress. 1266-1278. 10.1061/9780784412947.125.

UFC/COGERH. Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Relatório 1.1.12. Convênio UFC/COGERH/FCPC. Fortaleza. 2013. 24p.

AGRICULTURA IRRIGADA E MEDIDAS ADAPTATIVAS PARA O ENFRENTAMENTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Rubens Sonsol Gondim
Cleiton da Silva Silveira
Francisco de Assis de Souza Filho
Francisco Vasconcelos Jr

1. INTRODUÇÃO

A demanda hídrica está em constante incremento devido ao aumento populacional e desenvolvimento econômico. Temperaturas mais elevadas causam maior demanda para evapotranspiração das plantas e a tendência seria em direção a um incremento da demanda de água para irrigação. Desta forma, mudança climática é outra fonte de pressão de incremento para demanda de água. De fato, os impactos das mudanças climáticas nas vazões e recarga de aquíferos variam regionalmente e entre cenários. Mudanças climáticas podem substancialmente afetar a retirada de água para irrigação, a qual depende de como a evaporação e precipitação irão se comportar (IPCC, 2001).

A demanda de água para agricultura, particularmente para irrigação, é considerada mais sensível à mudança climática que as demandas industrial e municipal. Há dois efeitos potenciais: uma mudança do clima em escala de parcela irrigada pode alterar a necessidade e época de irrigação. Secas prolongadas podem levar ao aumento de demandas, mas também podem ser reduzidas se a precipitação e consequentemente a umidade do solo aumentar (IPCC, 2001).

A agricultura irrigada influencia diretamente na disponibilidade da água para compartilhamento numa bacia hidrográfica, especialmente numa região onde essa atividade é intensiva. O conhecimento local sobre o assunto permitirá o desenvolvimento de políticas para reduzir impactos e vulnerabilidades. Perdas sociais, econômicas e ambientais causadas por planejamento deficiente e ausência de critérios de decisão para definir medidas de mitigação e adaptação tornariam a equidade de acesso e sustentabilidade do uso da água, incertos.

A continuidade do comportamento atual do usuário de água para a agricultura e do padrão de gestão de recursos hídricos pode não ser sustentável num futuro próximo. Mudanças climáticas e aumento de demanda por alimentos têm pressionado a demanda por água de irrigação.

Atualmente compreende-se que esse aumento de demanda de água para irrigação associado à pressão de demanda por alimentos e respectivo incremento de área irrigada, associado com o causado pelas mudanças climáticas compõem as principais *forçantes* no aumento de demanda por água a considerar. Neste caso,

políticas com medidas adaptativas devem ser implementadas para o alcance da segurança hídrica.

Reconhece-se assim, que o aumento na eficiência de uso da água de irrigação é capaz de exercer importante papel na adaptação num futuro com maior demanda hídrica para a agricultura. Desta forma, tecnologias para otimização do uso da água de irrigação devem ser adotadas em nível de campo, assim como o aperfeiçoamento na gestão dos recursos hídricos.

O objetivo deste capítulo é analisar os impactos das mudanças climáticas na disponibilidade e demanda hídrica para a agricultura irrigada e identificar medidas adaptativas, visando à sustentabilidade hídrica e agrícola.

2. PRINCIPAIS *FORÇANTES* DE DEMANDA DE ÁGUA PARA AGRICULTURA IRRIGADA

Baseando-se no processo de difusão entre duas partes de um sistema com concentrações diferentes, que tendem ao equilíbrio, seu ajuste depende da magnitude da diferença entre as concentrações, usualmente chamada de *forçante* (Jørgesen & Bendoricchio, 2001). A principal *forçante* das mudanças climáticas de natureza antropogência é o aumento da concentração de gases de efeito estufa.

Mudanças climáticas referem-se a um conjunto de alterações no estado do clima que tanto podem ser identificadas por mudanças nas médias como na sua variabilidade e que persistem por um período extenso, tipicamente décadas ou mais. Podem ocorrer devido a processos internos e, ou, *forçantes* externas. Algumas influências externas, tais como: radiação solar e vulcanismo ocorrem naturalmente e contribuem para a variabilidade total natural do sistema climático.

Mudanças externas, como composição da atmosfera que se intensificaram com a revolução industrial, são resultantes das atividades humanas (antropogênicas). Hegerl et al. (2007) chamam atenção para o entendimento de que resultam de *forçantes* externas antropogênicas e diferenciam das naturais e como podem ser distinguidas das mudanças e variabilidade natural que resultam de processos internos do sistema climático.

A abordagem no contexto do sistema de recursos hídricos numa bacia hidrográfica pode ser dividida em cinco partes: *i. forçantes,* tais como: crescimento populacional, crescimento econômico e mudanças climáticas que atuam sobre: *ii*. *pressões*: atividades ou poluentes resultantes da influência das forçantes. Essas pressões causam alterações no: *iii. estado do sistema de recursos hídricos*: expresso em termos de indicadores que quantificam uma mudança: *iv. impactos*: que podem induzir a uma: *v. resposta* por parte da gestão de recursos hídricos, na forma de medidas políticas ou intervenções técnicas (Aerts & Droogers, 2004).

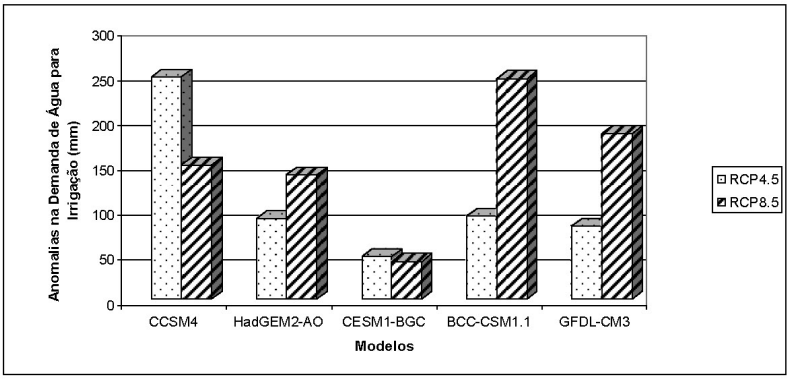
Evapotranspiração mais elevada causada por temperaturas mais altas devido às mudanças climáticas afeta a demanda de água pelas culturas agrícolas. Por

outro lado, a vazão de água que flui para os reservatórios e consequentemente a disponibilidade hídrica para a agricultura irrigada e outros usuários dependem da chuva. Desta forma, mudanças climáticas e demanda por alimentos podem ser consideradas importantes *forçantes* para conflitos entre usuários de água, devido ao aumento das necessidades hídricas pela agricultura irrigada.

Atualmente compreende-se que o aumento de demanda de água para irrigação associado à pressão de demanda por alimentos e respectivo incremento de área irrigada, assim como as mudanças climáticas são as principais *forçantes* de aumento de demanda de água para irrigação.

A demanda de água para irrigação na bacia do Jaguaribe, Ceará, para o período de 2025 a 2055 em relação à climatologia de 1971 a 2000 (Figura 1) é projetada aumentar por diferentes modelos (Flato et al., 2013) do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), 5º Relatório (*Assessment Report* - AR5), conhecido como *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5). Os modelos aplicados tiveram vieses corrigidos e em seguida foram selecionados por uma avaliação sazonal da precipitação (Gondim et al., 2018).

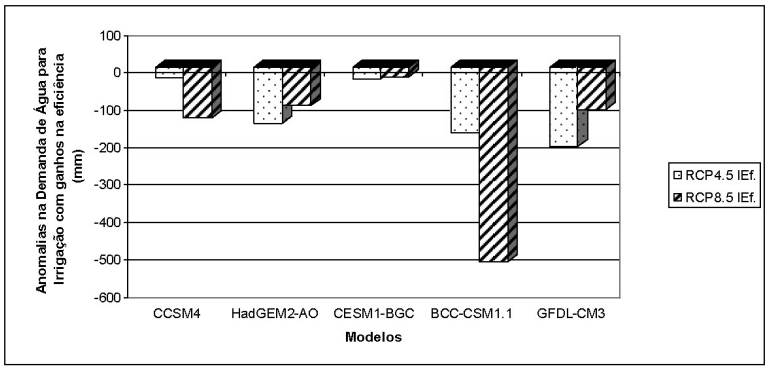
Figura 1. Anomalias de demanda de água para irrigação projetada para 2025 a 2055 em relação à climatologia de 1971 a 2000, conforme modelos de mudanças climáticas selecionados.



Por outro lado, a análise de sensibilidade da demanda hídrica para irrigação ao aumento da eficiência de aplicação, especialmente para sistemas com baixa eficiência, é superior aos incrementos de demanda projetados pelos efeitos das mudanças climáticas. Esse tipo de resposta indica que a eficiência dos sistemas é um importante fator operacional a ser considerado em estratégias de adaptação para a agricultura irrigada (Maia et al., 2016).

Quando se aplica cenário de melhoria de eficiência de irrigação, observam-se reduções na demanda de água para a agricultura, em magnitude capaz de compensar os aumentos por mudanças climáticas (Figura 2).

Figura 2 - Anomalias de demanda de água para irrigação projetada para 2025 a 2055 em relação à climatologia de 1971 a 2000, conforme modelos de mudanças climáticas, considerando ganhos na eficiência de irrigação.

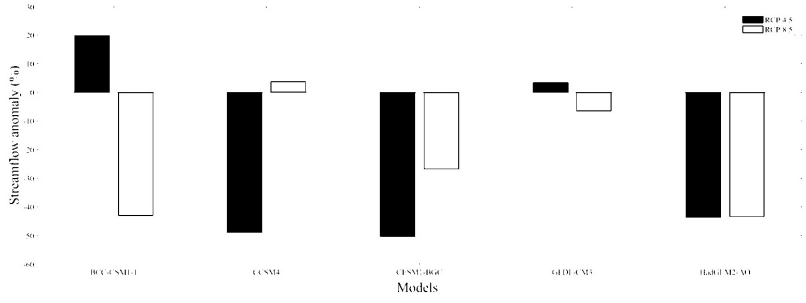


Convém lembrar que o volume de água perdido por perculação profunda ou escoamento superficial permanecem na bacia, cabendo modelagem em escala de bacia para conhecimento de seu tempo de retorno em região semiárida, o que não acontece com as perdas por evaporação.

2.2. DISPONIBILIDADE HÍDRICA

Estudo de mudanças climáticas na bacia do Jaguaribe, Ceará, com relação à disponibilidade hídrica, modelos selecionados por avaliação sazonal da precipitação para o Estado projetam, na maioria, anomalias negativas de captação de água pela barragem do Castanhão para o período de 2025 a 2055, em relação à climatologia de 1971 a 2000, cenários RCP4.5 e RCP 8.5 (Cubash et al., 2013), conforme disponto na Figura 3 (Gondim et al., 2018), sinalizando ser mais provável, menor disponibilidade de água no futuro.

Figura 3. Anomalias de vazão afluente na barragem do Castanhão, projetada para 2025 a 2055, em relação à climatologia de 1971 a 2000, conforme modelos de mudanças climáticas do CMIP5 selecionados por avaliação sazonal da precipitação.



3. MEDIDAS ADAPTATIVAS PARA O FUTURO DA AGRICULTURA IRRIGADA

Estudos sobre mudanças climáticas e demanda de água para a agricultura têm sido efetuados globalmente. Alguns, simultaneamente com aumento da área irrigada resultante do aumento de demanda por alimentos. Maeda et al. (2011) reportaram a tendência de expansão da agricultura irrigada e expectativa de agravar problemas de escassez hídrica.

A adaptação vem recebendo atenção dos elaboradores de políticas como um mecanismo para lidar com mitigação dos impactos. Aerts & Droogers, (2004) sugerem os seguintes passos para envolver o público interessado com papel central no processo:

- é a gestão de recursos hídricos, tanto em nível de bacia, como em nível local (parcela irrigada) que lida com a implementação de medidas adaptativas para lidar com condições climáticas alteradas;
- medidas adaptativas na bacia devem permitir a avaliação de estratégias potenciais, na base de um conjunto de critérios ou indicadores (de estado e de decisão) que se relacionam com os objetivos e metas das políticas locais;
- a fim de se identificar todos os indicadores relevantes e capturar o potencial de adaptação, deve-se permitir a participação ativa do público envolvido (*stakeholders*).

No contexto das mudanças climáticas, a principal pressão no aumento de demanda de água para agricultura irrigada a considerar é a expansão das áreas irrigadas (Mainuddin et al., 2015) e ganhos na eficiência de irrigação é capaz de compensar incrementos projetados na demanda hídrica, conforme relatado por Gondim et al., (2018). Neste caso, políticas adaptativas devem ser implementadas para o alcance da segurança hídrica, considerando-se a otimização da eficiência no uso da água.

3.1. CONSTRUINDO A EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO:

- ***3.1.1. Revisão conceitual:***

O volume de água captado de uma fonte hídrica para a irrigação, em geral é superior às necessidades hídricas da cultura. Isso se deve às perdas que ocorrem durante a condução e a aplicação da água na irrigação, bem como às perdas de água que ocorrem no campo durante e após a irrigação.

Segundo o Plano Nacional de Recursos Hídricos, 69% da água no Brasil têm utilização na agricultura irrigada, com eficiência média de 64%, ou seja, 36% da água derivada

para a irrigação no País constituem-se em perdas por condução e por distribuição nas infraestruturas hidráulicas, provocando um grande desperdício no uso da água pela agricultura. Apesar das novas tecnologias, modernos equipamentos e técnicos especializados, o Brasil tem avançado lentamente nas questões do manejo da irrigação e do uso racional da água (BRASIL, 2006).

Para Westhoek et al. (2006), uma *visão construída* considera o futuro que se deseja buscar ou alternativamente o que queremos evitar de qualquer maneira (no nosso caso, o colapso de água para a agricultura). Uma *orientação estratégica* questiona quais alternativas, em papéis específicos, precisam ser preparadas; o que fazer se tal direção é errada ou muito arriscada, contemplando-se o ponto de vista do ator. Consideram-se então, *otimização de políticas, visão construída e orientação estratégica*.

O conceito clássico de eficiência de irrigação (Ef) é definido como a relação entre o volume de água utilizada pelas plantas (evapotranspiração líquida) e o volume de água aplicado. Quando grandes volumes de água são percolados ou sofrem escoamento superficial, a eficiência de irrigação (Ef) será baixa, mesmo que uma parte da água seja utilizada por outros irrigantes. Desta forma, o conceito clássico falha ao ignorar o potencial de reuso de volumes de retornos da irrigação. (Keller et al., 1996).

Segundo Howell (2001), a água captada para irrigação dentro de uma bacia está sujeita basicamente a três tipos de perdas:

i. perdas de água por evaporação em canais, na trajetória das gotas entre o emissor e o solo e no próprio solo durante e após as irrigações;

ii. perdas por infiltração durante a condução da água em canais e por percolação abaixo da zona radicular da cultura durante e após a irrigação. Em alguns casos essas perdas podem ser recuperadas por canais de drenagem e a água reutilizada à jusante na bacia;

iii. perdas relacionadas à água de drenagem, quando essa se torna tão poluída ou salinizada que não pode mais ser reutilizada para irrigação ou consumo humano e industrial.

Segundo Miranda (2006), em virtude dos diferentes tipos de perdas que ocorrem desde a captação da água na fonte hídrica até sua utilização pela cultura, após a irrigação, várias definições de eficiências e uniformidades podem ser utilizadas para avaliar a irrigação, tais como eficiência de condução, de aplicação, de armazenamento e de irrigação. A escolha de qual eficiência será avaliada vai depender dos objetivos da avaliação e de qual sistema se deseja avaliar.

O volume de água utilizado em benefício da cultura inclui os volumes de água necessários para repor a evapotranspiração da cultura, para a aplicação de fertilizantes e pesticidas e para o controle da salinidade do solo através da lixiviação de sais. As perdas de água por percolação profunda, escoamento superficial, evaporação e arrastamento de gotas pelo vento tendem a reduzir a eficiência de irrigação (Miranda, (2006)).

- ***3.1.2. Eficiência de irrigação***

A irrigação pode ser realizada com diversos objetivos, além de repor a evapotranspiração da cultura, tais como o controle da salinidade, a aplicação de fertilizantes, o controle de plantas daninhas por inundação, etc. A eficiência de irrigação é definida por:

$$Ei = 100 \times \frac{Vb}{Vi}$$

Em que:

Ei = eficiência de irrigação, %;

Vb = volume de água utilizado em benefício da cultura, m^3;

Vi = volume de água aplicado na irrigação, m^3.

3.2. POLÍTICAS E ESTRATÉGIAS:

A eficiência de irrigação afeta a quantidade de água utilizada para irrigar determinado campo, envolvendo a quantidade de água perdida por percolação abaixo da zona radicular, por escoamento superficial e por evaporação. Também, a uniformidade e a produtividade da cultura e a quantidade de água que pode retornar para fontes hídricas de superfície (lagoas, rios, ou aquíferos subterrâneos) e que pode ser reutilizada por outros usuários da bacia.

Diversas ações de diferentes naturezas podem ser propostas para o alcance do aumento da eficiência elevar a eficiência de irrigação:

De campo	- Práticas para aumento da retenção hídrica (armazenamento no solo); - Melhoria na precisão de quanto e quando irrigar; - Monitoramento da umidade disponível no solo (utilização de sensores de umidade); - Conhecimento das necessidades hídricas das culturas irrigadas.
Técnico-Administrativas	- Ampliação do monitoramento climático e disponibilização de dados (evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith/FAO); - Conhecimento da capacidade de armazenamento dos solos e divulgação da umidade disponível; - Política de recursos hídricos voltada para eco-eficiência.
De sistemas	- Avaliação e manutenção de boa uniformidade de aplicação da água pelos sistemas de irrigação; - Redução de perdas no sistema (vazamentos).

- ***3.2.1. Eficiência na composição da cobrança pelo uso da água***

Em estudo sobre demanda hídrica pela agricultura irrigada e mudanças climáticas, Gondim (2009) conclui que, apesar das mudanças climáticas impactarem no aumento de demanda de água para irrigação, a análise de sensibilidade indica que essa demanda é mais sensível à eficiência final de irrigação que aos efeitos das mudanças climáticas, revelando-se como uma importante medida adaptativa a ser considerada. A capacitação dos irrigantes e adequação dos sistemas de irrigação poderão, desta forma, desempenhar importante papel na prevenção de escassez de água.

Uma política de recursos hídricos é capaz de influenciar o comportamento dos agricultures em relação ao uso da água e eficiência de irrigação. Os diferentes instrumentos de uma política de recursos hídricos são: cobrança, racionamento e incentivos. Existe uma relação entre uso de água por unidade de área e investimento de capital em eficiência de irrigação.

Medellín-Azuara et al. (2012) analisaram os resultados da aplicação desses mecanismos no estado da Califórina, Estados Unidos e concluíram:

i. cobrança: quando se dobra o preço da água para irrigação, a redução no uso é de apenas 17,7%; uma política de cobrança pode reduzir o consumo de água, mas impondo um alto custo aos produtores;
ii. racionamento: um racionamento de 20% implica numa redução de uso da água efetiva de apenas 7,5%;
iii. racionamento associado a incentivos no custo do capital: um subsídio de 50% no custo do capital foi capaz de aumentar o investimento em 44% e aumentar o uso efetivo da água em 16% como resultado do capital investido, bem como aumentar 5,6% o valor bruto da produção, como resultado da migração para culturas de altas produtividades e valor da produção; houve aumento na produtividade agrícola da água (produtividade física/água aplicada). Este fato sustenta a tese de que esforços na conservação da água na agricultura não necessariamente resultam em redução no uso de água.

Mamitimin et al. (2015), em estudo na bacia do rio Tarim, China, ao analisar as respostas dos irrigantes, indagando como reagiriam a um aumento de 100% na tarifa de água, obtiveram as seguintes percentagens aproximadas de escolhas:

- ✓ perfurar um poço (30%);
- ✓ nada, apenas pagar o preço cobrado (25%);
- ✓ mudança no padrão de cultivo (culturas com maior retorno financeiro por unidade de água) (8%);
- ✓ otimizar práticas de manejo na propriedade (5%);
- ✓ adotar melhores tecnologias de irrigação (32%).

Consideraram que estes resultados demonstram que uma política de ta-

rifação de água de irrigação isoladamente tem pouco resultado no aumento da eficiência de uso da água.

Gallego-Ayala (2012) alerta que políticas de tarifação de água para irrigação são aplicadas exaustivamente, em termos de recuperação financeira, ambiental e recuperação de investimento. Poderá ameaçar a sustentabilidade da agricultura irrigada, tendo-se em mente que irá reduzir a produtividade econômica das fazendas e socialmente reduzir geração de emprego rural. Propõe uma abordagem multi metodológica para fundamentar na seleção de alternativas na tarifação de água para irrigação e obter uma solução mais comprometida com critérios socioeconômicos e ambientais em conflito. O sistema composto de tarifação de água de irrigação é baseado por:

- ✓ unidade de área irrigada (ha);
- ✓ tarifação volumétrica (m3), baseado no volume de água utilizado;
- ✓ combinação das duas partes acima, o qual aplica uma tarifa fixa baseada na área plantada e uma tarifa volumétrica.

Quatro níveis tarifários foram gerados, combinando-se 2 tarifas por unidade de área e duas volumétricas. A aplicação envolveu classificação de tipologia de produtores, considerando-se a heterogeneidade tecnológica, a fim de agregar grupos homogêneos para análise de *clusters*, os quais consideram o binário *combinação de culturas-tecnologia de irrigação adotada*.

Os melhores resultados obtidos no consumo de água de irrigação por Gallego-Ayala (2012), a partir de 19 simulações, utilizando 12 indicadores de otimização, foram obtidos a partir dos métodos *tarifação volumétrica e tarifa combinada.* Este resultado nos leva a optar por não propor aplicação do método *unidade de área irrigada* sozinho.

É importante se ter em mente que a *tarifação volumétrica* para cobrança pelo uso da água de irrigação requer modificações nas áreas irrigadas e no controle por parte do Governo (uso de hidrômetros individuais nas áreas irrigadas para medição do consumo de água), os quais geram custos adicionais (de transação e controle) para os irrigantes e adminstração pública responsável pela implementação. Gallego-Ayala (2012) recomenda a aplicação da tarifação localmente, em nível de distrito de irrigação ao invés de bacia hidrográfica.

Ohab-Yazdi & Ahmadi. (2016), ao estudarem a bacia do rio Zayandehrood, Irã, propõem uma política de tarifação de água de irrigação combinada com incentivos, a fim de alcançar o objetivo de aumento na eficiência do uso da água. Os incentivos são direcionados para tecnologia de irrigação. Estes não devem ser concedidos sem acompanhamento de uma política de tarifação de água.

Segundo Ohab-Yazdi & Ahmadi. (2016), o preço da água deve ser determinado, baseando-se no custo de suprimento (como limite inferior para tarifação), no valor econômico da água (como limite superior para tarifação) e na

elasticidade de demanda (como a demanda muda com tarifação e indica a reação dos consumidores) e uma parcela das receitas poderia ser alocada na melhoria da eficiência de irrigação. Os resultados demonstraram aumento de 40% nos benefícios da alocação da água e ótima combinação de culturas. Também foi demonstrado que os incentivos (custos) para melhoria da eficiência de irrigação tornam-se iguais às receitas da tarifação de água, a partir do 4º ano de implementação, quando as receitas da cobrança pelo uso da água superam os incentivos com ganho de 13% na eficiência do uso de água pelo setor de irrigação com redução de consumo.

- ***3.2.2. Forma de aplicação***

Baseando-se nas lições aprendidas e experiências registradas na literatura especializada é possível sugerir um modelo que contemple a eficiência do uso da água no valor da cobrança.

A fim de se obter uma mudança efetiva no comportamento dos irrigantes, resultando num impacto adequadamente balanceado nos aspectos socioeconômicos e ambientais desejáveis, pode ser proposto modelo que resulte em melhoria na eficiência de uso, contemplando tanto a tarifação da água como incentivos para adoção de tecnologias para melhoria da eficiência.

Grafon et al. (2018) propõem precondições para a integração bem sucedida da ciência com políticas públicas para que prevaleça o interesse público e mitigue o uso ou alocação inadequados, voltados para o objetivo de incentivar os irrigantes a manterem a produção agrícola com menor extração de água:

1. contabilidade física da água deve ser desenvolvida a partir da escala de propriedade rural para bacia;
2. reduções no consumo de água são alcançáveis por reduções em extração;
3. elaboradores de políticas devem contabilizar incertezas para que se assegurem retornos desejáveis;
4. entendimento de fluxos a montante e a jusante é necessário para que subsídios não ultrapassem os benefícios, considerando-se mudanças na qualidade da água;
5. avaliação dos efeitos das políticas no comportamento dos irrigantes.

3.3. TECNOLOGIAS PARA AUMENTO DA EFICIÊNCIA DE IRRIGAÇÃO:

Reconhece-se que o aumento na eficiência de uso da água de irrigação é capaz de exercer importante papel na adaptação em um futuro com maior demanda hídrica para a agricultura. Desta forma, alternativas de tecnologias para

otimização do uso da água de irrigação merecem ser elencadas:

i. adoção preferencial pela irrigação localizada, por gotejamento ou microaspersão, bem como avaliação da uniformidade de aplicação da água periodicamente, realizando a manutenção preventiva do sistema para reparos de possíveis vazamentos ou entupimentos visando o alcance de uma alta uniformidade de distribuição;

ii. desenvolvimento e adoção pelos produtores, de aplicativos para dispositivos móveis visando a disseminação da informação da evapotranspiração de referência em tempo real e controle do tempo de irrigação capaz de suprir as necessidades hídricas dos cultivos;

iii. aplicação de condicionadores de solos, tais como biocarvão ou hidrogel para aumento da retenção hídrica na zona radicular. Os hidrogéis são polímeros hidroabsorventes que retêm água no solo, conforme Sarvas et al. (2007). Já o biocarvão é um material carbonizado de uma combustão incompleta de material orgânico. Esses materiais têm sido aplicados com o objetivo de melhorar a fertilidade do solo, mitigar os efeitos das mudanças climáticas, através do aumento de sequestro de carbono no solo, redução das emissões de gases de efeito estufa e aumento da capacidade de retenção de água (Karhu et al., 2011);

iv. aplicação de cobertura morta, plantio direto na palha ou *mulch* branco para reduzir perdas por evaporação, as quais não retornam para a bacia;

v. utilização de sensores de umidade no solo. Indicam a tensão em que a umidade está retida no solo, dando ideia do nível de água disponível para as plantas e indicação do momento e quanto irrigar.

4. CONCLUSÃO

As mudanças climáticas causadas pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa, juntamente com aumento da demanda por alimentos tendem a aumentar a demanda de água para a agricultura irrigada. O aumento da eficiência dos sistemas de irrigação, em níveis possíveis para cada método é capaz de compensar os aumentos projetados pelas mudanças climáticas. O aumento da eficiência de irrigação pode ser construído através de políticas públicas adequadas, estratégias de gestão de recursos hídricos e adoção de tecnologias desenvolvidas com esse objetivo. Dentre as perdas de água por irrigação, devem-se focar as por evaporação, as quais não retornam para a bacia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, J.C.J.H.; DROOGERS, P. Adaptation for regional water management In: Climate Change in Contrasting River Basins – adaptation strategies for wa-

ter, food and environment. AERTS, J.C.J.H.; DROOGERS, P. eds. Cambridge: CABI Publishing. p. 1-24, 2004.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil: Volume 1. Brasília: MMA, 2006. 281p.

CUBASCH UD, WUEBBLES D, CHEN MC, FACCHINI D, FRAME N, MAHOWALD, J-G WINTHER (2013) Introduction. In: Climate Change (2013) The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker TF, D Qin G-K, Plattner M, Tignor SK, Allen J, Boschung A, Nauels Y, Xia V, Bex and PM Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

FLATO, GJ, MAROTZKE B, ABIODUN P, BRACONNOT SC, CHOU W, COLLINS P, COX F, DRIOUECH S, EMORI V, EYRING C, FOREST P, GLECKLER E, GUILYARDI C, JAKOB V, KATTSOV C, REASON M, RUMMUKAINEN (2013) Evaluation of Climate Models. In: Climate Change (2013) The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker TF, D Qin G-K, Plattner M, Tignor SK, Allen J, Boschung A, Nauels Y, Xia V, Bex and PM Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

GRAFON, R.Q.; WILLIAMS, J.; PERRY, C.J.; MOLLE, F.; RINGLER, C.; STEDUTO, P.; UDALL, B.; WHEELER, S.A.; WANG, Y.; GARRICK, G.; ALLEN, R.G. The paradox of irrigation efficiency – Higher efficiency rarely reduces water consumption. **Science,** v.361, n.6404, p. 748-750, 2018**.**

GALLEGO-AYALA, J. Selecting irrigation water pricing alternatives using a multi-methodological approach. **Mathematical and Computer Modelling**, v.55, p. 861-883, 2012.

GONDIM, R. S. **Mudanças climáticas e impactos na demanda de água para irrigação na bacia do Jaguaribe.** 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambienta, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2009.

GONDIM, R. S.; SILVEIRA, CLEITON ; DE SOUZA FILHO, FRANCISCO ; VASCONCELOS, FRANCISCO ; CID, DANIEL . Climate change impacts on water demand and availability using CMIP5 models in the Jaguaribe basin, semi-arid Brazil. **Environmental Earth Sciences** (INTERNET), v. 77, p. 550, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s12665-018-7723-9

HEGERL,G.C.; ZWIERS,F.W.; BRACONNOT,P.; GILLETT,N.P.; LUO,Y.; MARENGO ORSINI, J.A.; NICHOLLS, N.; PENNER, J.E.; STOTT,P.A. 2007: Understanding and Attributing Climate Change. In: **Climate Change**

2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING,M.; CHEN, Z.; MARQUIS,M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR M.; MILLER, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. p. 663 – 745, 2007.

HOWELL, T.A. Enhancing water use efficiency in irrigated agriculture. **Agronomy Journal**, v. 94, p. 281-289, 2001.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. McCARTH, J.J.; CANZIANI, O.F.; LEARY, A.N.; DOKKEN, D.J.; WHITE, K.S. (Eds.). Climate change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge: University Press, U.K. 2001. 217 p.

JØRGESEN, S.E.; BENDORICCHIO, G. Ecological processes In: Fundamentals of ecological modeling. Oxford: Elsevier Science Ltda. 530 p. 2001.

KARHU K.; TUOMAS M.; IRINA B.; KRISTIINA R. (2011) Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 140(1-2): 309-313.

KELLER, A.; KELLER, J.; SECKLER, D. **Integrated water resources systems: theory and policy implications.** Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 1996. 15 p.

MAEDA EE, PELLIKKA PKE., CLARK BJF, SILJANDER M (2011) Prospective changes in irrigation water requirements caused by agricultural expansion and climate changes in the eastern arc mountains of Kenya. **Journal of Environamental Management** doi:10.1016/j.jenvman.2010.11.005

MAIA, A. de H, N. ; GONDIM, R. S. ; CASTRO, M.A.H. de . Sensibilidade da demanda de água para irrigação a mudanças climáticas e fatores operacionais dos sistemas de produção. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Meio Ambiente, v. 1, p. 1-26, 2016.

MAMITIMIN, Y.; FEIKE, T.; SEIFERT, I.; DOLUSCHITZ, R. Irrigation in the Tarim Basin, China: farmers' response to changes in water pricing practices. **Environmental Earth Science**, v. 73, p. 559-569, 2015.

MEDELÍN-AZUARA, J.; HOWITT, R. E. HAROU, J. J. Predicting farmer responses to water pricing, rationing and subsidies assuming profit maximizing investment in irrigation technology. **Agricultural Water Management**, v. 108, p. 73-82, 2012.

MIRANDA, F. R. de. Eficiência de uso da água na irrigação localizada In Gestão Sustentável no Jaguaribe, Ceará. ROSA, M. de .F; FEIGUEIREDO, M. C. B. de, GONDIM, R. S.(Eds.). Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 404 p., 2006.

OHAB-YAZDI, S. A.; AHMADI, A. Design and evaluation of irrigation water pricing policies for enhanced water use efficiency. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 142, n. 3, p. 1101-1110, 2016.

SARVAS M.; PAVLENDA P.; TAKÁCOVÁ E. (2007) Effect of hydrogel application on survival and growth of pine seedlings in reclamations. **Journal of Forest Science** 53(5):204-209.

WESTHOEK, H.J.; van den BERG, M.; BAKKES, J.A. Scenario development to explore the future of Europe's rural areas. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 1, p. 7-20, 2006.

ESTUDO DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA DO PROJETO MALHA D'ÁGUA

Ályson Brayner Sousa Estácio
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O estado do Ceará sofre historicamente os efeitos diretos e indiretos de longos períodos de estiagem. Segundo Campos (2006) "[o estado] caracteriza-se por um clima adverso e um regime hidrológico marcado por rios intermitentes", o que impõe um balanço hídrico desfavorável. Tal condição de restrição hídrica limita o acesso das populações à água e impõe barreiras ao desenvolvimento do estado.

Em razão disso, o poder público tem, ao longo das décadas e em suas diferentes esferas, lançado mão de projetos que visam minimizar os efeitos da seca (CAMPOS, 2006). Nesse sentido, o Governo do Estado do Ceará tem idealizado o Projeto Malha d'Água, visando assegurar o abastecimento das populações cearenses e permitir melhor gestão dos usos da água.

Projeto de iniciativa do Governo do Estado do Ceará e idealizado pela Secretaria de Recursos Hídricos, o Malha d'Água consiste do redesenho da rede de adutoras e dos mananciais que abastecem as cidades do estado, concentrando a responsabilidade pelo abastecimento aos reservatórios de maior porte de cada sub-região.

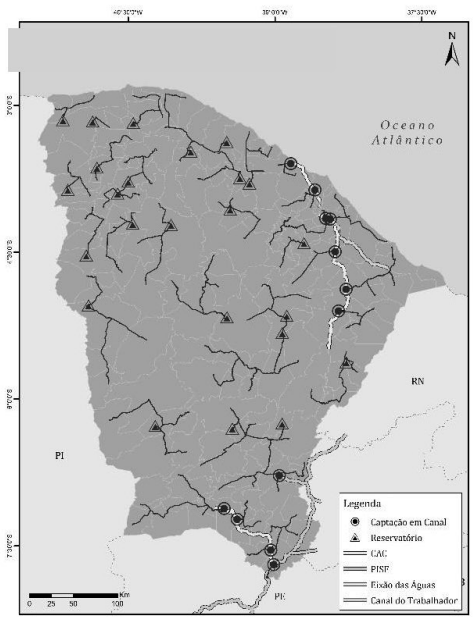
Os Sistemas Adutores definidos em projeto e os mananciais de alimentação devem assegurar o abastecimento humano nas cidades, que na maioria das vezes captam água diretamente dos cursos d'água ou de reservatórios de menor porte.

Com horizonte de projeto para o ano de 2041, o Malha d'Água teve sua concepção iniciada em 2016, estando atualmente definidos os sistemas adutores, com os respectivos mananciais de captação e as municipalidades abastecidas por cada sistema.

Os mananciais de captação estabelecidos para cada sistema adutor correspondem em cada caso a um ou mais reservatórios de grande porte já existentes ou em planejamento, ou ainda a canais, como o Eixão das Águas, abastecido pelo Açude Castanhão, ou trechos já executados do Cinturão das Águas, que deve receber aporte da Transposição Rio São Francisco.

Ao procurar atender à demanda de abastecimento de uma população de projeto de mais de 6 milhões de pessoas, o Malha d'Água abrange todas as regiões do estado, como pode ser observado no mapa (Figura 1), onde estão representados os 39 sistemas de adutoras concebidos com os respectivos mananciais (reservatórios ou canais).

Figura 1- Sistemas adutores concebidos no Projeto Malha d'Água



Fonte: Adaptado de Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (2016)

Captar água diretamente de reservatórios, como concebido no projeto, garante maior controle dos usos da água, permitindo uma gestão mais eficiente e assegurando os usos prioritários. Desse modo, além de reduzir o risco de desabastecimento, o projeto promove maior equidade na gestão da água, já que toda cidade terá acesso à mesma garantia de abastecimento. Além disso, o transporte da água por meio de adutoras reduz a perda em trânsito, tanto no que diz respeito às perdas por infiltração ao longo do curso d'água natural, quanto, em menor escala, às perdas por evaporação. Tal vantagem representa um ganho de eficiência na preservação dos recursos hídricos do estado.

Além de promover melhoria na gestão do montante de água disponível, o projeto tem expectativa de melhorar a qualidade da água ofertada. Como, pelo projeto, a captação de água é limitada a alguns reservatórios, detém-se maior controle do lançamento de carga orgânica sobre mananciais que abastecem as populações, limitando o processo de eutrofização nos mesmos. Além disso, um hidrossistema mais concentrado permite maior controle tecnológico da operação das Estações de Tratamento de Água.

Enumeram-se, assim, as principais contribuições do Projeto Malha d'Água para o ganho de eficiência da gestão dos recursos hídricos do estado:

a. redução das perdas em trânsito;
b. maior controle da garantia de abastecimento;

c. maior equidade na disponibilidade de água para as populações;
d. controle do lançamento de carga orgânica e da eutrofização dos mananciais;
e. maior controle operativo das Estações de Tratamento de Água.

Apesar das inúmeras melhorias que o Malha d'Água representa, o projeto traz consigo alguns desafios. O primeiro deles é a maior complexidade operativa da infraestrutura hidráulica concebida. Sem uma operação adequada dos sistemas adutores e dos reservatórios mananciais o projeto deixa de cumprir sua finalidade. Um segundo desafio a ser enfrentado é o provável aumento do custo da água, que deve ocorrer em função do elevado investimento na implantação da infraestrutura projetada e na operação da mesma. Apesar de não diminuírem o impacto positivo que o projeto representa na gestão dos recursos hídricos do estado, é necessário avaliar a melhor estratégia para enfrentar tais desafios.

Para dar continuidade ao projeto é requerida uma série que estudos que avaliem sua viabilidade e gerem subsídio para o detalhamento e o aperfeiçoamento da solução adotada. Nesse sentido, apresenta-se nesse capítulo um estudo de sustentabilidade hídrica realizado sobre alguns dos mananciais do Projeto Malha d'Água. São aqui apresentadas as diretrizes e metodologia do estudo bem como os principais resultados. O estudo mais completo pode ser consultado em Estácio (2018).

2. DIRETRIZES E ESCOPO DO ESTUDO DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA

O estudo de sustenatabilidade hídrica foi dividido em duas etapas consecutivas, visando:

a. Verificar se os sistemas adutores, definidos em projeto, asseguram, com um risco máximo admissível, o **abastecimento humano**, classificando os mananciais de acordo com sua eficiência ao atender à essa demanada;
b. Avaliar, para os sistemas capazes de assegurar usos além do abastecimento humano, a vazão máxima para os **outros usos**.

Tendo em vista a complexidade de simulação de alguns sistemas adutores interligados, bem como a falta de dados para alguns dos mananciais, as análises realizadas no estudo limitaram-se à alguns dos sistemas adutores. A Tabela 1 apresenta os sistemas adutores concebidos em projeto, indicando aqueles contemplados no estudo.

Tabela 1 - Sistemas adutores analisados

Horizonte/Pacajus - Serra de Baturité	Eixão das Águas Trecho IV	0.88	Não
Metropolitano - Litoral Leste	Eixão das Águas Trecho IV	0.74	Não
Serras Metropolitanas	Eixão das Águas Trecho V	0.73	Não
Pecém - Litoral Oeste	Eixão das Águas Trecho V	0.17	Não
Eixão - Ocara/Ibaretama	Eixão das Águas Trecho III	0.06	Não
Aracoiaba - Maciço de Baturité	Aç. Aracoiaba	0.25	Sim
Baixo Jaguaribe - Litoral Leste	Eixão das Águas Trecho II	0.58	Não
Curral Velho - Vale do Jaguaribe	Eixão das Águas	0.50	Não
Figueiredo - Serra do Pereiro	Aç. Figueiredo	0.25	Não
General Sampaio - Sertão de Canindé	Aç. General Sampaio	0.39	Sim
Vale do Curu - Litoral Oeste	Aç. Pentecoste	0.44	Sim
Caxitoré - Serra de Uruburetama	Aç. Caxitoré	0.78	Sim
Litoral - Baixo Acaraú	Aç. Gameleira e Aç. Missi	0.43	Não
Edson Queiroz - Alto Acaraú	Aç. Edson Queiroz	0.24	Sim
Araras - Alto Acaraú	Aç. Araras	0.44	Sim
Taquara - Sertão de Sobral	Aç. Taquara	0.19	Não
Jaibaras - Sobral	Aç. Jaibaras	1.05	Não
Integração Taquara - Jaibaras	Aç. Taquara	1.05	Não
Ibiapaba Sul	Aç. Lontras	0.28	Não
Ibiapaba Norte	Aç. Jaburu I	0.43	Sim
Coreaú	Aç. Angicos	0.15	Sim

Sistema Adutor	Manancial	Demanda Abast. Humano (m^3/s)	Contemplado no estudo?
Gangorra - Granja / Martinópole	Aç. Gangorra	0.17	Sim
Itauna - Litoral Norte	Aç. Itaúna	0.29	Sim
Tucunduba - Litoral Norte	Aç. Tucunduba	0.22	Sim
Fronteiras - Sertões de Crateús	Aç. Fronteiras	0.44	Não
Fogareiro - Alto Banabuiú	Aç. Fogareiro	0.29	Sim
Pedras Brancas - Sertão Central	Aç. Pedras Brancas	0.51	Não
Integração Banabuiú - Pedras Brancas	Aç. Banabuiú	0.51	Não
Banabuiú - Sertão Central	Aç. Banabuiú	0.53	Não
Cariri Ocidental	CAC Trecho I	0.43	Não
Arneiroz II - Sertão dos Inhamuns	Aç. Arneiroz II	0.33	Sim
Trussu - Alto Jaguaribe	Aç. Trussu	0.63	Não
Extremo Sul	CAC Trecho I	0.07	Não
Cariri Oritental	CAC Trecho I	0.45	Não
CRAJUBAR	CAC Trecho I	1.92	Não
Salgado - Centro Sul	Ramal do Salgado	0.20	Não
Orós - Centro Sul	Aç. Orós	0.44	Não

Fonte: Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará 2016

3. METODOLOGIA

O estudo em questão debruça-se sobre a análise da relação entre as vazões que se pretende assegurar e o risco de desabastecimento associado a tais vazões. A avaliação de tal relação pode ser realizada por meio de simulações das cascatas de reservatórios que abastecem os sistemas adutores, já que o cálculo sucessivo dos balanços hídricos permite analisar a evolução do armazenamento nos reservatórios bem como a ocorrência de falhas de abastecimento.

Devido a complexidade da simulação dos reservatórios em cascata foram realizadas algumas hipóteses simplificadoras:

- *Hipótese 1:* Os reservatórios a montante do reservatório definido como

manancial são operados com retirada correspondente à garantia de 90%.

- *Hipótese 2:* Para os reservatórios a montante do reservatório definido como manancial, a vazão retirada é totalmente consumida antes de atingir o reservatório a jusante, que passa a receber do reservatórios a montante apenas os vertimentos.

Além disso, toda a análise lançada sobre os resultados das simulações se baseiam na seguinte hipótese:

- *Hipótese básica:* A série histórica de vazões incrementais afluentes, de cada reservatório, é representativa do regime de vazões local atual e futuro.

Uma descrição mais detalhada da metodologia de simulação pode ser encontrada em Estácio (2018). Descre-se a seguir a metodologia de análise que define as condições sobre as quais são lançadas as simulações, bem como os critérios de classificação que guiam a interpretação dos resultados.

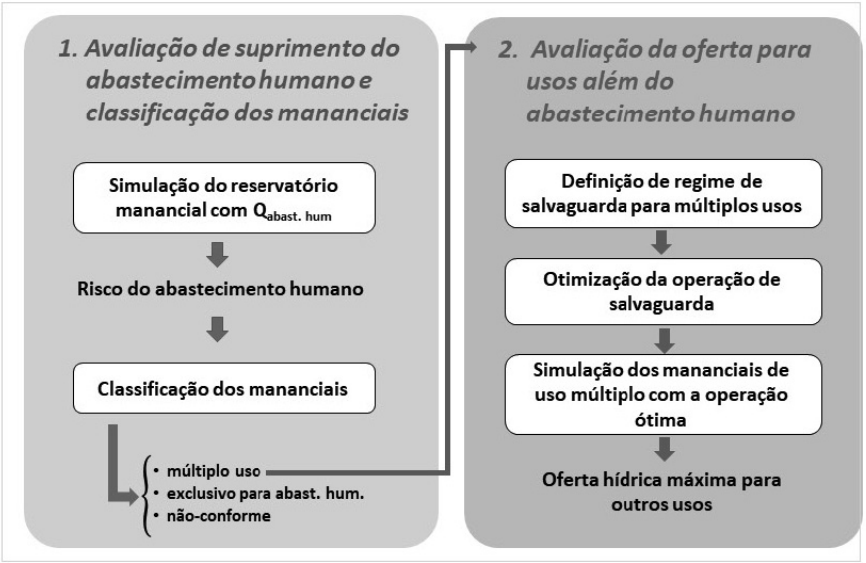
3.1. METODOLOGIA DE ANÁLISE

Inicialmente, simula-se o reservatório manancial impondo como retirada apenas a demanda de abastecimento humano. Avalia-se a partir daí se o manancial é capaz de atender a essa demanda com um risco mínimo admissível (definido na sequência), podendo-se classificar o manancial.

Para os mananciais mais eficientes, lança-se nova simulação, tomando vazões de retirada superiores, que atendam o abastecimento humano bem como outros usos. Tal simulação incorpora regra de operação com política de salvaguarda, que toma retiradas diferentes, dependendo do nível de armazenamento no reservatório. Avalia-se assim a relação entre a garantia de abastecimento e a vazão retirada, a depender do regime de salvaguarda adotado. A partir dessa relação procura-se determinar, por meio de uma otimização do regime de salvaguarda, a máxima vazão que pode ser retirada, quando fixado um risco mínimo.

Tal metodologia de análise, aplicada aos reservatórios mananciais, está resumida no fluxograma representado na Figura 2.

Figura 2 – Metodologia de Análise



Fonte: Elaboração própria

Nos tópicos a seguir são detalhados os critérios das duas etapas de análise.

- ***3.1.1. Avaliação de suprimento do abastecimento humano e classificação dos mananciais***

A avaliação do suprimento do abastecimento humano de cada sistema adutor se dá em função da garantia de abastecimento obtida quando simulado o reservatório manancial com uma retirada constante igual à demanda de abastecimento humano.

Por meio de tal avaliação classifica-se o manancial, de acordo com os critérios:

a. Se a garantia de abastecimento humano calculada for maior ou igual a 98%, o manancial será classificado como de uso múltiplo, podendo abastecer as populações e permitindo outros usos.
b. Se a garantia de abastecimento humano calculada for maior ou igual a 90% e menor que 98%, o manancial será exclusivo para o abastecimento humano.
c. Se a garantia de abastecimento humano calculada for inferior a 90% o manancial é considerado não-conforme, devendo-se definir mananciais complementares para o abastecimento das populações vinculadas ao sistema adutor em questão.

Como critério adicional, fica estabelecido que, tomando ainda simulações com valor de retirada imposta igual demanda de abastecimento humano:

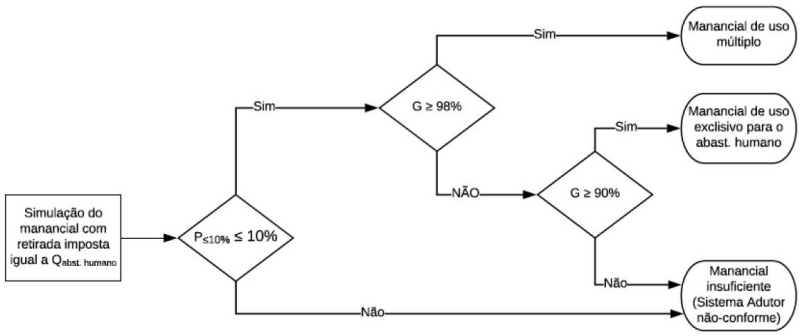
a. mesmo que o manancial se enquadre no caso a) ou b), ele deve apresentar volume inferior a 10% do volume útil em, no máximo, 10% do tempo simulado. Caso contrário, o manancial será considerado não-conforme.

Quando adotado o critério de garantia mínima de 98% para classificar o reservatório como de uso múltiplo, considera-se, implicitamente, que reservatórios que apresentassem valores elevados de garantia no atendimento das populações, poderiam suprir outros usos da água sem prejuízo ao abastecimento humano.

O critério adicional (d) é adotado como forma de minimizar a vulnerabilidade da Hipótese básica. Sabe-se que a série de vazões pode não ser representativa do regime de afluências futuro, podendo ocorrer períodos de escassez mais intensa que os observados na série histórica. Desse modo, os critérios de risco admissível não devem se deter a limitar a ocorrência de desabastecimento. A permanência em volumes de armazenamento baixos, observada na simulação, pode representar em cenários futuros falha do sistema, devendo, portanto, ser igualmente limitada. No caso, usa-se como indicador a permanência abaixo de 10% do volume útil, aqui representada por $P_{<10\%}$.

Os critérios de classificação dos mananciais, descritos acima, podem ser resumidos pelo fluxograma apresentado na Figura 3, onde G representa a garantia.

Figura 3 – Fluxograma de classificação dos mananciais



Fonte: Elaboração própria

- ***3.1.2. Avaliação da oferta para usos além do abastecimento humano***

Para os reservatórios mananciais que forem considerados, segundo o critério do tópico anterior, de uso múltiplo, adota-se uma operação mais robusta, incorporando uma política de salvaguarda.

De acordo com a política adotada, define-se, para cada reservatório, um nível ***n***, como um percentual do volume útil, que divide o reservatório em faixas de operação:

a. Para níveis de armazenamento igual ou superior a ***n***, diz-se que o reservatório está na faixa de operação normal.
b. Para níveis de armazenamento inferior a ***n***, diz-se que o reservatório está na faixa de operação de restrição.

De acordo com a politica de salvaguarda, o valor de retirada imposta ao reservatório no início de cada mês deverá ser definido em função da faixa de operação na qual o mesmo se encontra.

Quando, no início do mês, o reservatório encontrar-se na faixa normal, determina-se que a retirada mensal imposta deve ser suficiente para suprir o abastecimento humano além de permitir outros usos. Tal retirada é nomeada vazão total (Q_{tot},), que pode ser expressa por Equação 5:

$$Q_{tot} = Q_{abast.\ hum}(1+\alpha) \quad (5)$$

Com:

$$Q_{outros}=Q_{abast.\ hum}\,\alpha \quad (6)$$

Onde :

Q_{tot} é a demanda total com a qual é operado o reservatório na faixa normal

$Q_{abast.\ hum}$ é a demanda de projeto para o abastecimento humano;

Q_{outros} é a vazão retirada adicional com fins múltiplos;

α é o fator de vazão adicional para os outros usos ($\alpha > 0$).

Quando, por outro lado, o reservatório encontra-se, no início do mês, na faixa de restrição, a retirada mensal é limitada a demanda de abastecimento humano ($Q_{abast.\ hum}$).

Tal regra de operação esta representada na Figura 4.

Como observado, a partir da escolha de ***n*** e α fica estabelecida a regra de operação, ficando definida, no início de cada mês, a retirada. Assim, para a operação com regime de salvaguarda, a simulação e a avaliação do risco estão sujeitas a escolha desses dois parâmetros (***n*** e α).

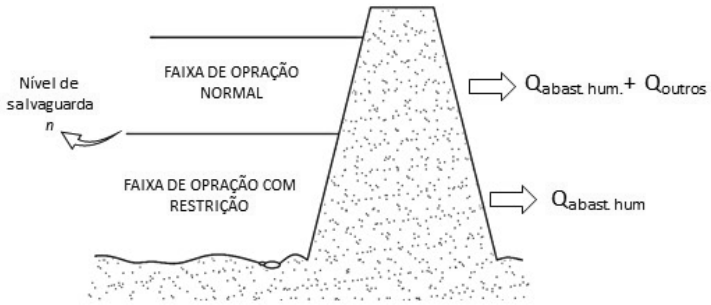
Como, nesse caso, o reservatório é operado com dois valores de retirada ($Q_{abast.\ hum}$ e Q_{tot}) a depender do armazenamento no início do mês, observam-se duas garantias a serem avaliadas:

a. $G_{abast.\ hum}$, definida como o percentual do tempo na série histórica em que se assegura o suprimento da demanda para abastecimento huma-

no; e

b. G_{tot}, definida como o percentual do tempo na série histórica em que se assegura a vazão total.

Figura 4 - Operação com salvaguarda



Fonte: Elaboração própria

De acordo com a regra de operação adotada, o suprimento da demanda de abastecimento humano será assegurado sempre que o armazenamento no reservatório no início do mês for maior que a demanda mensal. Independentemente da faixa de operação na qual o reservatório se encontra, a retirada imposta procura garantir a demanda de abastecimento humano, havendo falha apenas quando do esvaziamento do reservatório.

Já a vazão total só é retirada quando o reservatório encontra-se na faixa normal, de modo que G_{tot} corresponde numericamente ao percentual do tempo que o reservatório encontra-se nessa faixa de operação.

De maneira análoga à primeira etapa da análise, inclui-se um parâmetro de avaliação do risco que procura minimizar a vulnerabilidade da Hipótese básica. Tal parâmetro diz respeito ao percentual do tempo simulado em que o reservatório encontra-se com armazenamento inferior a 10% do volume útil e é expresso por $P_{<10\%}$

Pela simulação do reservatório, dado α e $\boldsymbol{n}$ obtém-se $G_{abast.\ hum}$, G_{tot} e $P_{<10\%}$. Em outras palavras, a simulação permite relacionar a vazão total de operação e o nível de salvaguarda ao risco de desabastecimento.

Para se avaliar a máxima vazão a ser retirada, são fixados critérios de risco admissível. Assim, impõe-se: $G_{abast.\ hum} \geq 98\%$, $G_{tot} \geq 90\%$ e $P_{<10\%}<10\%$ e procura-se o nível de salvaguarda $\boldsymbol{n}$ que maximiza o valor de α e, consequentemente o valor de Q_{outros}.

Em termos matemáticos resolve-se o seguinte problema de otimização:

$$máx\{f(n, \alpha)= \alpha\} \text{ variando } \boldsymbol{n},$$

Sujeito às restrições:

$$G_{abast.\ hum}(n, \alpha) \geq 98\%$$
$$G_{tot}(n, \alpha) \geq 90\%$$
$$P_{<10\%}(n, \alpha) < 10\%$$
$$0 < \alpha$$
$$0 < \boldsymbol{n} < 1$$

Como resultado, obtém-se a máxima vazão $Q_{outros,\ MÁX}$ que pode ser retirada do reservatório manancial, fixado um risco mínimo admissível. Obtém-se igualmente o nível de salvaguarda a ser respeitado para que, mesmo retirando $Q_{outros,\ MÁX}$ na faixa de operação normal, sejam assegurados os critérios de risco.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As simulações dos reservatórios para diferentes níveis de retirada permitem obter os valores de vazões regularizadas características *Q80*, *Q90* e Q_{firme}, apresentadas na Tabela 2 acompanhada das demandas de abastecimento humano.

Tabela 2 – Vazões características

Aç. Angicos	0,85	0,6	0,19	0,11
Aç. Aracoiaba	1,15	0,94	0,69	0,17
Aç. Araras	13,56	10,52	5,53	0,30
Aç. Arneiroz II	1,58	1,15	0,45	0,23
Aç. Caxitoré	0,86	0,56	0,29	0,54
Aç. Edson Queiroz	2,94	2,19	0,78	0,17
Aç. Fogareiro	4,15	2,93	1,19	0,20
Aç. Gangorra	0,85	0,64	0,31	0,12
Aç. General Sampaio	4,6	3,59	1,89	0,27
Aç. Itaúna	0,91	0,51	-	0,20
Aç. Jaburu I	1,69	1,3	0,63	0,30
Aç. Pentecoste	11,76	8,42	4,73	0,31
Aç. Tucunduba	2,02	1,58	0,57	0,15

Fonte: Elaboração própria

Para o Caxitoré observa-se que a demanda é superior ao valor de Q_{firme}, mas é inferior ao valor de *Q90*, indicando que a imposição de uma retirada igual ao abastecimento humano deverá implicar numa garantia superior a 90%. Conclusão análoga pode ser tomada para o Itaúna. Para os demais reservatórios observa-se demanda inferior a Q_{firme}.

Simulando os mananciais com retirada imposta igual à demanda de abastecimento humano calculam-se, para cada reservatório, as garantias de abastecimento e o tempo de permanência abaixo de 10% do volume útil, obtendo-se os valores apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Avaliação do suprimento do abastecimento humano - Critérios de risco

Aç. Angicos	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Aracoiaba	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Araras	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Arneiroz II	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Caxitoré	91%	21%
Aç. Edson Queiroz	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Fogareiro	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Gangorra	Garantia de vazão firme	0%
Aç. General Sampaio	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Itaúna	96%	8%
Aç. Jaburu I	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Pentecoste	Garantia de vazão firme	0%
Aç. Tucunduba	Garantia de vazão firme	0%

Fonte: Elaboração própria

Como observado na Tabela 3, onze reservatórios apresentam garantia de vazão firme, o que quer dizer que, para tais açudes, em 100% do período simulado a retirada imposta foi assegurada. Para os açudes Caxitoré e Itaúna as garantias observadas foram de 91% e 96%, respectivamente, o que classificaria esses dois mananciais como de uso exclusivo para o abastecimento humano. No entanto, em razão do alto tempo de permanência do Açude Caxitoré com volume inferior a 10% de armazenamento (21% do tempo), esse manancial é dito não-conforme, recomendando-se uma reavaliação do Sistema Adutor Caxitoré - Serra de Uruburetama.

Observa-se ainda que, exceto os dois açudes mencionados, os reservatórios apresentam armazenamento superior a 10% em praticamente todo o período simulado, revelando a eficiência dos mesmos no abastecimento das populações.

A classificação dos mananciais, a partir dos critérios definidos na metodologia, é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 – Classificação dos mananciais

Aç. Angicos	Uso múltiplo

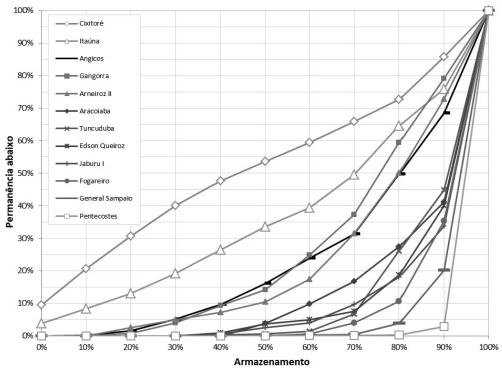
Manancial	*Classificação*
Aç. Aracoiaba	Uso múltiplo
Aç. Araras	Uso múltiplo
Aç. Arneiroz II	Uso múltiplo
Aç. Caxitoré	Não-conforme
Aç. Edson Queiroz	Uso múltiplo
Aç. Fogareiro	Uso múltiplo
Aç. Gangorra	Uso múltiplo
Aç. General Sampaio	Uso múltiplo
Aç. Itaúna	Exclusivo para abastecimento humano
Aç. Jaburu I	Uso múltiplo
Aç. Pentecoste	Uso múltiplo
Aç. Tucunduba	Uso múltiplo

Fonte: Elaboração própria

Os tempos de permanência (%) abaixo ou igual a cada nível de armazenamento (em % de volume útil) são apresentados para cada reservatório nos gráficos na Figura 5 considerando operação com retirada imposta igua à demanda humana.

Observa-se para os açudes Caxitoré e Itaúna alta permanência em baixos níveis de armazenamento.

Figura 5 – Tempo de permanência abaixo ou igual de x% do volume útil



Fonte: Elaboração própria

A Tabela 5 apresenta, para cada um dos onze mananciais classificados como de uso múltiplo, o nível de salvaguarda ótimo ($\boldsymbol{n}_{\text{ótimo}}$) e o fator de vazão máximo ($\alpha_{\text{MÁX}}$), bem como a vazão adicional máxima correspondente ($Q_{\text{outros, MÁX}}$), obtidos

após a otimização.

Tabela 5 – Operação de salvaguarda ótima

Aç. Angicos	10%	3,3	0,36
Aç. Aracoiaba	10%	3,9	0,68
Aç. Araras	10%	31,9	9,71
Aç. Arneiroz II	6%	2,8	0,64
Aç. Edson Queiroz	10%	10,5	1,79
Aç. Fogareiro	10%	12,7	2,59
Aç. Gangorra	9%	3,3	0,39
Aç. General Sampaio	10%	11,4	3,07
Aç. Jaburu I	10%	2,9	0,85
Aç. Pentecoste	10%	26,4	8,10
Aç. Tucunduba	9%	8,8	1,33

Fonte: Elaboração própria

Observa-se que, com a operação ótima, permite-se a retirada de vazões expressivas para outros usos, chegando a valores de vazão 30 vezes maior que a demanda de abastecimento humano no caso do Sistema Araras - Alto Acaraú, com $Q_{outros, MÁX}$ da ordem de 10 m^3/s.

Observa-se ainda que os níveis de salvaguarda ótimos são iguais ou inferiores a 10%, com menor valor igual a 6% para o Açude Arneiroz II.

A operação ótima obedece aos critérios de risco admissível, materializados nas restrições dos valores de garantia ($G_{abast. hum}$ e G_{tot}) e de permanência abaixo de 10% do volume útil ($P_{<10\%}$), como pode ser observado na Tabela 6.

A Tabela 6 evidencia a observância das restrições impostas. Para todos os mananciais alcança-se o limite da restrição sobre $P_{<10\%}$ ($P_{<10\%}$=10%) indicando que essa é a condição mais restritiva. Além disso, a restrição sobre G_{tot} é levada ao limite (G_{tot}=90%) na maioria dos casos.

O fato de os valores encontrados para $\boldsymbol{n}_{ótimmo}$ serem sempre inferiores a 10% pode ser explicado como efeito conjugado das restrições sobre G_{tot} e $P_{<10\%}$. A primeira impõe que o percentual de tempo com volume abaixo de ***n*** seja de no máximo 10% do tempo, enquanto que a segunda impõe que o percentual de tempo com volume abaixo de 10% seja de no máximo 10% do tempo. Assim, se a restrição sobre $P_{<10\%}$ for levada ao limite, como é o caso, impõe-se implicitamente ***n*** inferior ou igual a 10% do volume útil.

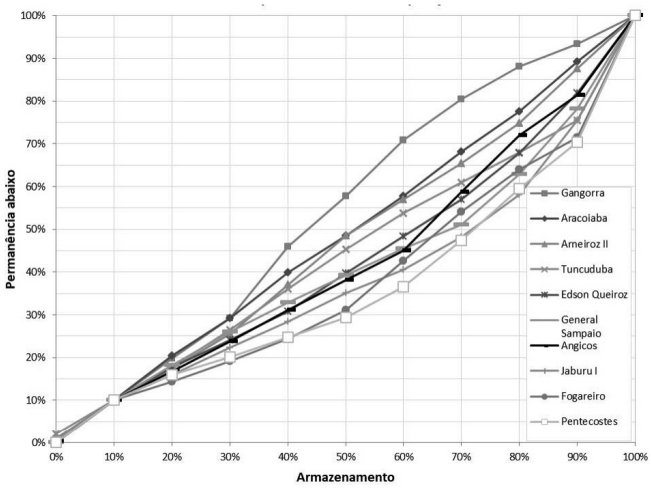
A Figura 6 apresenta os tempos de permanência (abaixo ou igual) para vários níveis de armazenamento, no caso da operação ótima de salguarda.

Tabela 6 – Operação ótima de salvaguarda – Critérios de risco

Aç. Angicos	90%	≈Garantia de vazão firme	10%
Aç. Aracoiaba	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Araras	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Arneiroz II	93%	99%	10%
Aç. Edson Queiroz	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Fogareiro	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Gangorra	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. General Sampaio	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Jaburu I	90%	≈Garantia de vazão firme	10%
Aç. Pentecoste	90%	Garantia de vazão firme	10%
Aç. Tucunduba	90%	98%	10%

Fonte: Elaboração própria

Figura 6 – Tempo de permanência abaixo ou igual de x% do volume útil



Fonte: Elaboração própria

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos mananciais dos 13 sistemas adutores avaliados mostra que, segundo os critérios de risco admissível, a maior parte dos mananciais (11) mostra-se eficiente na suprimento da demanda de abastecimento humano, possibilitando ainda o suprimento de outras demandas. O reservatório Itaúna, por sua vez, deve ter o uso limitado ao abastecimento humano. Além disso, de acordo

com os critérios estabelecidos, o reservatório Caxitoré é considerado não-conforme, recomendando-se a avaliação de mananciais complementares para garantir o abastecimento das populações vinculadas ao Sistema Adutor Caxitoré - Serra de Uruburetama.

Ainda de acordo com as análises, os onze mananciais que permitem uso múltiplo representam oferta hídrica relevante para abastecer os usos além do abastecimento humano, com vazões que variam de 0,4 m^3/s a 10 m^3/s.

Conforme a análise realizada, pode-se afirmar que, corrigida a inconformidade do Sistema Adutor Caxitoré - Serra de Uruburetama, o Projeto Malha d'Água é sustentável do ponto de vista hídrico, abastecendo as populações cearenses e permitindo direta e indiretamente uma melhor gestão dos usos da água nos reservatórios do estado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, Nilson. **A gestão das águas e o desenvolvimento do estado do Ceará: uma perspectiva histórica.** Revista T&C Amazônia, ano IV, n.9, p.25-31, ago.2006.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). **Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos reservatórios monitorados pela COGERH.** Fortaleza, 2013.

ESTÁCIO, Ályson B. S. **Análise da Sustentabilidade Hídrica de Mananciais do Projeto Malha d'água.** 2018. Treabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, 2018.

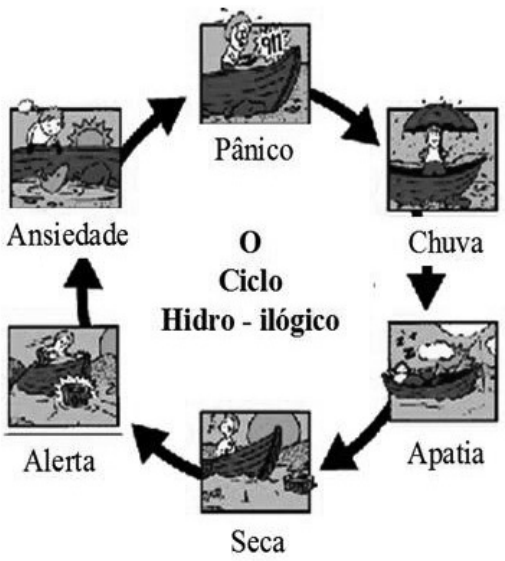
PLANO PROATIVO DE SECA: BASE CONCEITUAL

Luiz Martins de Araújo Júnior
Samiria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho
Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

1. GESTÃO DE RISCO DA SECA

Historicamente, as ações associadas a seca somente acontecem em período de ocorrência da mesma, caracterizando o que pode ser chamado de ciclo Hidro-ilógico (Figura 1), em que a apatia é a primeira etapa desse ciclo, em que há água suficiente para assegurar todos os usos. Em seguida vem a falta de chuva que no primeiro momento passa despercebida, mas com o prolongamento da escassez hídrica a população vai ficando ansiosa e começam as campanhas reativas de restrições de usos, com o agravamento da seca a sociedade começa a entrar em pânico, mas com a chegada da chuva vem o alívio e com isso nem os cidadãos nem os tomadores de decisões sentem ou vêm a necessidade de se preparar para a próxima seca, porém quando essas retornam, despertam mais uma vez preocupação e medo ao enfrentá-la (WILHITE *et al.*, 2005).

Figura 1 – Ciclo Hidro-ilógico.



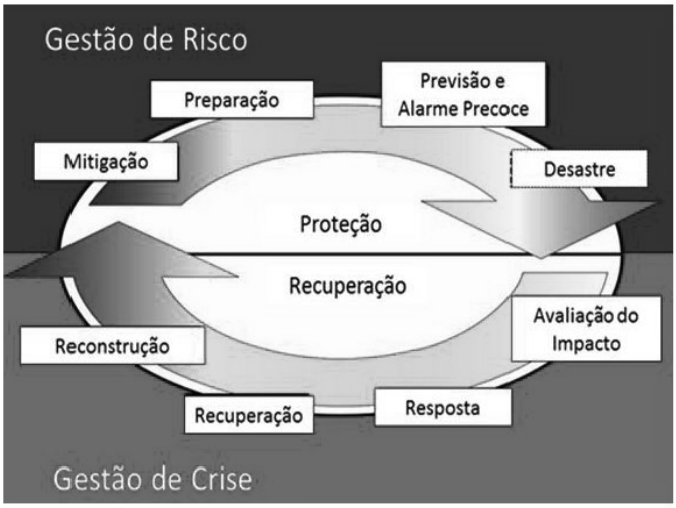
Fonte: Adaptado de Wilhite. *et al.* (2005)

Um dos instrumentos capazes de fazer esse ciclo vicioso se romper é o planejamento que, conceitualmente, é um mecanismo capaz de conduzir a re-

flexões antecipadas e sistemáticas, faz-se necessário como um processo contínuo e integrado dentro de uma visão de gerenciamento de riscos de secas (Figura 2).

A gestão de riscos de seca tem como principal característica uma abordagem proativa das ações de curto e longo prazo, que devem ser tomadas, associadas à seca. Essa abordagem, em geral, considera de maneira integrada diferentes aspectos de riscos de modo a propiciar alguns benefícios, tais como geração de uma base robusta e confiável para o planejamento e tomada de decisão, melhoria na identificação das ameaças e oportunidades, alocação e uso mais efetivo dos recursos e melhoria na conformidade com a legislação vigente (WILHITE *et al.*, 2000; MARCELINO, 2008).

Figura 2 – Planejamento da seca nas visões de gerenciamento de risco e de crise.



Fonte: Adaptado de Wilhite *et al.* (2000)

Segundo Giddens (2000), conceitualmente o risco inter-relaciona de maneira direta as noções de probabilidade e incerteza, ou seja, o risco apresenta uma dupla face, que são oportunidade e perigo. O risco associado a seca é resultado da exposição local (probabilidade de ocorrência de vários níveis de severidade) e da vulnerabilidade da sociedade (WILHITE e BUCHANAN-SMITH, 2005), assim, o desenvolvimento de um plano de preparação para a seca é um passo significativo na adoção de uma abordagem proativa do processo de gestão.

Outro elemento importante no processo de gestão de risco da seca é a disseminação da importância do planejamento por todos os setores da sociedade, bem como a compreensão da seca como uma questão interdisciplinar, devendo o planejamento ser elaborado em período não seco a fim de evitar que suas ações se restrinjam a ações emergenciais, indo na contramão de uma lógica proativa que caracteriza a gestão dos riscos (WILHITE *et al.*, 2000).

Segundo González e Morcillo (2007), a gestão da seca no seu sentido mais amplo deve integrar o planejamento dos sistemas hídricos com ações, no intuito de garantir o equilíbrio entre a disponibilidade e a demanda em horizontes futuros, além de regras de operação desses sistemas para as condições atuais e regras para cenários futuros de seca, e ainda estratégias de gestão e resolução de cenários operacionais para mitigar as condições de seca.

2. DIRETRIZES GERAIS PARA GESTÃO DE RISCO DAS SECAS

A fim de aprimorar a gestão de seca estabelece-se as diretrizes gerais de um Processo de Planejamento Adaptativo de Secas, apresentadas abaixo:

1. Os teores fundamentais ao plano de gestão de secas devem ser delineados em um manual. O manual terá o propósito de servir de roteiro para implantação de medidas e ações constantes de um plano de contingência para enfretamento das secas.
2. As bacias hidrográficas ou os sistemas de abastecimento urbano que estão sob pressão das secas são heterogêneos em seus aspectos naturais, geográficas e sociais, e também sob a configuração da complexidade da infraestrutura física instalada, da capacidade técnica disponível e do modelo institucional adotado. Este conjunto de diversos fatores exige uma versatilidade metodológica e adaptativa para a produção dos conteúdos necessários ao plano;
3. Da construção dos planos de seca devem-se emergir proposições para formação de uma base metodológica que seja replicável à vários sistemas hídricos sob pressão de eventos climáticos de secas;
4. Os processos metodológicos para a construção do plano e seus conteúdos são variados e podem demandar custos em tempo e recursos humanos e materiais diferentes. Ao longo da evolução do projeto deverão ser analisadas diferentes configurações do processo de construção do plano com a perspectiva de possibilitar alternativas para diferentes escalas de problemas;
5. Compreende-se planejamento como um procedimento permanentemente evolutivo que tem início numa data fixada, mas que não termina com a publicação do plano impresso, pois o planejamento pressupõe etapas subsequentes para sua implantação, monitoramento, avaliação e revisão. O projeto deverá propiciar momentos político-institucionais para a sua avaliação, rediscussão e proposição de correções de rumos. Deverá ainda oportunizar uma discussão sobre a viabilidade de ampliação de escala (*upscaling*) ou redução de escala (*downscaling*) tornando-o adaptativo a diferentes cenários e conjunturas de aplicação.

3. EXPERIÊNCIAS DE PLANEJAMENTO DE SECA DENTRO DA VISÃO DE GERENCIAMENTO DE RISCO

Dentro da visão de gerenciamento de risco, pelo mundo, tem aparecido diversas iniciativas favorecendo o desenvolvimento de mecanismos proativos de adaptação as secas, promovendo a elaboração de políticas de gestão de seca fundamentadas em ações que têm o intuito de melhorar a previsão ou alerta precoce dos eventos de seca e mitigar os seus impactos.

Em 2008, um estudo realizado na cidade Texas nos Estados Unidos (EUA) avaliou o papel das medidas de gestão de seca no processo de planejamento regional de água, analisando as potenciais vantagens e desvantagens de gestão, incluindo a seca como uma estratégia regional de gestão de água. Os resultados mostraram que o planejamento hídrico contínuo a cada dia vem se sofisticando mais, e abordagens como a modelagem probabilística de suprimentos futuros tem sido implementada (BBC Research & Consulting, 2009).

O Departamento do Meio Ambiente e Conservação de Tennessee (TDEC), em 2010, terminou a atualização de um plano de gestão de seca realizado em 1989, e tinha por objetivo maximizar a capacidade dos recursos hídricos do rio Tennessee nos EUA para suportar seus múltiplos usos independente da ocorrência de episódios de seca, além de fornecer um quadro de ação e cooperação na gestão de recursos hídricos entre agências estaduais e federais com responsabilidades relacionadas à seca (TDEC, 2010).

No início de 2017, o estado da Califórnia declarou o fim do seu período de seca mais recente, que durou cerca de cinco anos. Entretanto a região enfrentou secas anteriores que estimularam a criação do "Guia de Seca Urbana", tal ferramenta objetiva preparar as comunidades locais para incidências de novas secas e suspensões temporárias de abastecimento.

O Departamento de Recursos Hídricos da Califórnia disponiliza manuais, oferece workshops e armazena as informações para os planos de combate à seca. A legislação do estado impõe que os fornecedores de água comprovem suas capacidades de armazenamento e distribuição para a população durante anos secos, normais e úmidos. Tais empresas precisam atualizar seus planos de cinco em cinco anos. A Lei de Planejamento do Gerenciamento de Recursos Hídricos Urbanos da Califórnia especifica como as companhias devem organizar e aplicar seus planos. (CALIFÓRNIA, 2008).

O planejamento de combate à seca da Califórnia é modificado de acordo com a variação de suas necessidades e à medida em que o arsenal de dados se desenvolve. Para amenizar os efeitos da seca o "*Urban Drought Guidebook*" recomenda que os fornecedores sigam sete etapas:

1. Construam um grupo preparado para atuar contra os empecilhos relacionados à falta d'água com o auxílio de um líder.

2. Coletem informações sobre oferta e demanda para que estejam preparados em casos de escassez.
3. Inspecionem os diversos problemas que podem decorrer do gerenciamento impróprio das fontes.
4. Analisem as ferramentas necessárias para combater os efeitos prejudiciais da escassez.
5. Condensem as informações obtidas nas etapas anteriores.
6. Elaborem um orçamento e a divulgação do projeto ao público.
7. Analisem as condições de viabilidade do plano perante as circunstâncias vigentes.

O Departamento de Recursos Hídricos da Califórnia solicita ainda que os fornecedores iniciem a construção do planejamento com, no mínimo, seis meses de antecedência ao princípio da seca. (CALIFÓRNIA, 2008).

O estado do Colorado, localizado na região centro-oeste dos Estados Unidos, apresenta necessidades semelhantes ao estado da Califórnia. Diante dessa problemática, o Conselho de Conservação de Água do Colorado e o Departamento de Recursos Naturais desenvolveram, em agosto de 2013, o Plano de Mitigação e de Resposta à Seca (The Colorado Drought Mitigation and Response Plan). O documento descreve as fases da elaboração do plano em quatro pontos principais, os quais são:

1. Reconhecimento e organização dos recursos hídricos disponíveis.
2. Identificação dos perigos e avaliação de riscos.
3. Elaboração de uma estratégia e um plano de mitigação.
4. Implementação do plano e monitoraramento o processo de aplicação.

Em meio a isso, o projeto estabelece e avalia políticas, programas e capacidades de gestão de riscos pré-desastres e pós-desastres com o objetivo de amenizar e evitar consequências catastróficas. O Escritório de Conservação de Água e Planejamento de Seca do Conselho de Conservação de Água do Colorado (OWCDP) promove a divulgação de informações sobre o uso consciente da água. Além dissso, o OWCDP realiza a propagação do planejamento secas auxiliando a população a implementar estratégias de combate à escassez. (COLORADO, 2013).

Venton (2012) por meio do Programa de Desenvolvimento das Terras Secas do Centro de Desenvolvimento das Nações Unidas (UNDP-DDC) mostrou os resultados do Projeto de Assistência de Gerenciamento de Risco de Seca dos Pares África-Ásia que visa facilitar a disseminação de conhecimentos e cooperação técnica entre os países propensos à seca na África e Ásia a fim de promover as melhores práticas de gestão de risco de seca para o desenvolvimento das duas regiões. Do trabalho conclui-se que a abordagem utilizada é uma resposta aos principais impactos da seca (por exemplo, diminuição de rendimento das colheitas, aumento da inse-

gurança alimentar e exaustão de água para uso humano), em vez de uma tentativa de resolver a seca propriamente dita.

No continente europeu, um exemplo positivo de gestão de risco de seca é representado pelo projeto MEDROPLAN (*Mediterranean Drought Preparedness and Mitigation Planning*) que tinha o objetivo de desenvolver diretrizes para a elaboração de planos de prevenção e preparação para situações de seca. Como parte desse projeto, Cubillo e Ibáñez (2007) desenvolveram o manual do sistema de abastecimento de água urbana do Canal de Isabel II que expressa que, para se obter um bom gerenciamento de seca, é preciso estabelecer o risco de escassez e incapacidade do sistema de abastecimento de satisfazer todas as demandas, estabelecer políticas de gerenciamento eficiente dos recursos e da demanda hídrica, assegurar um gerenciamento sustentável e integrado dos recursos, estabelecer diretrizes, integrar a satisfação de restrições ambientais e de sustentabilidade dos ecossistemas relacionados à operação do sistema de abastecimento, gerenciar o sistema de abastecimento em caso de contingencias de larga escala e anomalias e planejar ações para garantir o abastecimento de água a médio e longo prazo com o estabelecimento de níveis de risco.

Ainda no domínio europeu, Andreu *et al*. (2009) descreve como gerenciar a seca e comenta a importância do uso de um sistema de Sistema de Suporte a Decisão (SSD) como uma ferramenta capaz de prover informações sobre estimativa de risco, avaliação sobre a eficiência das medidas de mitigação e uma visão compartilhada comum do sistema de recursos hídricos na resolução de conflitos entre partes interessadas. O trabalho foi desenvolvido na bacia do rio Jucar, na Espanha.

Outro trabalho na Espanha foi desenvolvido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), em 2007, um Plano Especial de Secas da Bacia Hidrográfica do Tejo, em que o objetivo básico era articular medidas de controle, avaliação de risco, organização das tomadas de decisões e implantação de medidas de mitigação para minimizar a frequência e a intensidade das situações de escassez de recursos hídricos, assim como reduzir os efeitos ambientais e socioeconômicos desta situação extrema. Nesse contexto, o plano tenta resolver questões fundamentais de quando e como atuar e quem são os responsáveis pela gestão (MMA, 2007).

Medicino *et al*. (2008) mostram um exemplo de gerenciamento dos recursos hídricos sobre condições de seca agrícola aplicado no Sul da Itália. O estudo mostrou que o conceito de abordagem proativa pode ser alcançado através do desenvolvimento de três planos, que são o Plano Estratégico de Escassez de Água, com o objetivo reduzir a vulnerabilidade do sistema de abastecimento adotando medidas de mitigação de longo prazo em condições normais, o Plano de Gerenciamento do Sistema de Abastecimento Hídrico, que deve ser adotado para evitar o início de uma emergência hídrica real, e o Plano de Contingência de Seca, adotado quando secas excepcionais causam grandes impactos. A metodologia adotada, utilizou simulação de modelos e técnicas de análise de decisão multicritério,

mostrou um exemplo para escolha de alternativas preferíveis minimizando o nível de subjetividade, considerando os aspectos ambientais, econômicos e sociais, levando em consideração o ponto de vista de todas as partes interessadas.

Na Austrália, o Conselho Australiano de Agricultura, Recursos Econômicos e Ciências (ABARES) em 2011 finalizou um relatório que detalha o estudo do contexto australiano de política e gestão de seca e dos recursos hídricos. Os objetivos gerais do trabalho desenvolvido são fornecer contramedidas para melhorar as políticas e as medidas preventivas em relação a seca severa e de longa duração para a realização de um gerenciamento sustentável dos recursos hídricos, desenvolver acordos e parcerias entre agencias australianas semelhantes e aumentar a capacidade dos funcionários e especialistas envolvidos na atividade de implementar novas políticas e medidas defensivas. Os objetivos mais específicos são mais consistentes com a prática agrícola sustentável, com o sistema de plantio direto, com o manejo de vegetação nativa e retenção do solo, frequentemente abordado em programas de gestão de recursos naturais. Os resultados mostraram que a investigação sobre a mitigação das mudanças climáticas, opções de adaptação e o desenvolvimento e promoção de estratégias serão vitais para auxiliar os agricultores a gerenciar os riscos climáticos. Além disso, foi possível concluir que o governo tem um papel de incentivar uma melhor gestão de riscos e fornecer informações para o uso de agricultores, tomadores de decisão e outros interessados, mesmo reconhecendo que a maioria dos agricultores não eram dependentes do apoio do governo durante as secas (ABARES, 2012).

De modo geral, a escassez hídrica tem causado consequências cada vez mais alarmantes para as conjunturas sociais, ambientais e econômicas. Este fator impulsionou o aumento considerável de estados que aderiram a elaboração e implementação de planos de secas. É importante ressaltar que estes planejamentos devem ser atualizados periodicamente, além disso, os estados que ainda não o aderiram a tal estratégia devem ser instigados a também considerar a construção do planejamento. (WILHITE et al., 2000).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABARES. **Drought in Australia: Context, policy and management**, CC BY 3.0. Report to Client, March 2012.

ANDREU, J.; FERRER-POLO, J.; PÉREZ, M. A.; SOLERA, A. Decision Support System for Drought Planning and Management in the Jucar River Basin, Spain. In: **18th World IMACS / MODSIM Congress**, Cairns, Australia 13-17, July, 2009.

BBC Research & Consulting. **Drought Management in the Texas Regional and State Water Planning Process**. Final Report, May 31, 2009.

CALIFÓRNIA. **Urban Drought Guidebook.** Department of Water Resources.

Update Edition, 2008.

COLORADO, **Colorado Drought Mitigation and Response Plan.** Colorado Water Conservation Board, 2013.

CUBILLO, F.; IBÁÑEZ, J. C. Drought management in the urban water supply system of Canal de Isabel II. **Options Méditerranéennes**, Series B, No. 58, Chapter 21, pp. 407-415, 2007

GIDDENS, A. **O mundo na era da globalização**. Lisboa: Presença, 4ª ed., 2000.

GONZÁLEZ, F. C.; MORCILLO, J. C. **Guía para la elaboración de planes de emergência por sequía em sistemas de abastecimiento urbano**. Ministerio de Medio Ambiente: Associación Española de abastecimentos de agua y saneamento. 83p. 2007.

MARCELINO, E. V. **Desastres Naturais e Geotecnologias: Conceitos Básicos**. INPE/CRS, Santa Maria, 38 p., 2008.

MEDICINO, G.; SENATORE, A.; VERSANCE, P. Water resources manegement in agriculture under drought and water shortage conditions: A case study in Southern Italy. **European Water**, v. 23/24, pp. 41-56, 2008.

MMA. **Plan Especial de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía de la Cuenca Hidrográfica del Tajo**. Memoria do Programa Actuaciones para la Geston y Utilización del Água, 2007.

TDEC. **Drought Management Plan**. Revised February, 2010.

VENTON, P. **Drought Risk Management: Practitioner's Perspectives from Africa and Asia**. Report of the United Nations Development Programme Drylands Development Centre, 2012.

WILHITE D. A. et al. **Planning for Drought: Moving from Crisis to Risk Management.** Drought Mitigation Center Faculty Publications. Lincoln, 2000.

WILHITE, D. A.; BUCHANAN-SMITH, M. Drought as a natural hazard: understanding the natural and social context. In: Wilhite D.A. (ed) **Drought and water crises: science, technology, and management issues**. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 3–29, 2005.

WILHITE, D. A.; HAYES, M. J.; KNUTSON, C. L.; Drought Preparedness Planning: Building Institutional Capacity. In: Wilhite D.A. (ed) **Drought and water crises: science, technology, and management issues**. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 93–135, 2005.

WILHITE, D. A.; HAYES, M. J.; KNUTSON, C. L.; SMITH, K. H. Planning for Drought: Moving from Crisis to Risk Management. **Journal of The American Water Resources Association**, v. 36, n. 4, pp. 697-710, 2000.

BREVE HISTÓRICO DAS SECAS E DAS POLÍTICAS PÚBLICAS NO NORDESTE BRASILEIRO

Luiz Martins de Araújo Júnior
Sandra Helena Silva de Aquino
Francisco de Assis Souza Filho

Pompeu Sobrinho (1982), em seu livro História das Secas, relata as experiências de meio século de luta contra as secas no NEB. Segundo ele, na primeira metade do século XX, o Nordeste sofreu quatro secas de grandes proporções, mais especificamente em 1915, 1919, 1932 e 1942, sendo a seca de 1915 uma das mais calamitosas, em que rebanhos bovinos e equinos foram praticamente dizimados, houve êxodo rural massivo em direção tanto a capitais do Nordeste como para as regiões Norte e Sul e escassez de alimentos para a população.

A seca de 1919, apesar de não esperada por alguns estudiosos da meteorologia nordestina, novamente trouxe angústia a população, principalmente devido a dolorosa memória da seca anterior, 1915, mas o período seco foi curto não repercutindo tanto quanto a seca passada e nem trazendo grandes prejuízos a sociedade (POMPEU SOBRINHO, 1982).

A seca de 1932 se alongou até o ano seguinte, fazendo com que se alastrasse por uma grande área e tomasse proporções de calamidade. Ditosamente a escassez hídrica sobreveio na administração de José Américo, Ministro da Viação e Obras Públicas no governo de Getúlio Vargas, profundo conhecedor das condições físicas que assolam a região, conseguiu grandes recursos materiais, que somados com as experiências custosamente adquiridas pelas secas anteriores, permitiram dar uma melhor assistência aos flagelos vítimas da seca, amenizando sensivelmente o sofrimento da população (POMPEU SOBRINHO, 1982).

Após esse período, o Nordeste foi agraciado com cerca de 10 anos de chuvas regulares, o que fez com que a seca de 1942 chegasse de surpresa, não encontrando devidamente aparelhada a "Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas" (IFOCS), criada em 1919, apesar das excruciantes experiências já vividas. Porém, acreditava-se que a grande quantidade de açudes públicos e particulares construídos em parceria com o Governo Federal, como forma de mitigação de secas anteriores, fosse suficiente para evitar a emigração dos flagelados, o que rapidamente mostrou-se contrário (POMPEU SOBRINHO, 1982).

As políticas públicas associadas à seca praticadas no NEB, em grande maioria formuladas no âmbito do combate às secas, foram inicializadas em 1909 com a criação da "Inspetoria de Obras Contra as Secas" (IOCS) no governo de Nilo Peçanha, cerca de 10 anos depois tornou-se IFOCS e em 1945 "Departamento Nacional de Obras Contra as Secas" (DNOCS) (TRAVASSOS *et al.*, 2013)

Durante a primeira metade do século XX, acreditava-se que a construção de pequenos, médios e grandes açudes, além de obras de irrigação, eram suficientes para estabilizar a população nômade, em virtude da seca, e aproveitar terras agricultáveis. Outro método empregado no combate à seca até meados do século XX, só que de maneira mais secundária pela IFOCS, foi o de florestamento e reflorestamento das regiões secas, pois sabia-se a condição meteorológica podia se modificar pelo aumento de vapor d'água e condensamento causado pela flora (POMPEU SOBRINHO, 1982; CAMPOS, 2014).

Outro recurso no combate às secas ficou conhecido como *dry-farming*, que tinha como objetivo preparar o terreno e protege-lo no intuito de obter maior rendimento agrícola das precipitações nas lavouras. As iniciativas com essa orientação, entretanto não vieram da IFOCS, mas do Ministério da Agricultura (POMPEU SOBRINHO, 1982).

Como ações emergenciais, no século XX adotava-se "medidas de salvação" por meio de distribuição de cestas básicas e frentes de trabalho, criadas para dar serviço aos desempregados durante o período de duração das secas, dirigidas para a construção de estradas, açudes, pontes (NEVES, 2006; PASSADOR *et al*., 2007; GASPAR, 2009).

Em uma visão mais ampla, a intervenção do Governo no semiárido do NEB, na primeira metade do século passado, sempre foi evidenciada pela centralização e fragmentação das ações e se efetivava através da criação de órgãos nacionais para o combate à seca os quais se tornavam em objeto de disputas políticas entre os diversos segmentos da elite rural. As ações desenvolvidas por esses órgãos limitavam-se a construção de grandes açudes públicos perenizando extensões de rios, a construção de milhares de pequenos e médios açudes dentro de propriedades privadas de forma a assegurar água para a produção agropecuária e o funcionamento de agroindústrias (NEVES, 2006; SOUZA FILHO, 2006; PASSADOR *et al*., 2007).

A segunda parte do século XX iniciou com uma seca entre 1951 e 1953 abrangendo todo o NEB e o Norte de Minas Gerais. Foram ainda registradas secas em 1958-1959; 1966; 1970; 1976; 1979-1984; 1990-1993 e 1997-1999 totalizando 42 secas no século (RODRIGUES, 2016). O século seguinte, XXI, começa com a segunda maior seca do semiárido Brasileiro, de 2001 à 2008, e um novo ciclo de seca se iniciou em 2012 e perdura até 2016.

A seca de 1958-1959 trouxe prejuízos semelhantes aos ocorridos na seca de 1915, dizimando metade da população do NEB que trabalhava na agricultura das áreas atingidas, segundo o Grupo de Trabalho para o Desenvolvimento Econômico do Nordeste (GTDN, 1967). A seca seguinte, em 1970, atingiu todos os estados do Polígono da Seca (que abrange municípios dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais), levando a criação de frentes de emergências que trazia alívio a cerca de 1,8 milhões de flagelos da seca.

De 1979-1985 ocorreu a seca mais prolongada da história do NEB, cerca de 7 anos, que deixou um rastro de miséria e fome, levando a morte de mais 3,5 milhões sendo a maioria crianças. Essa também foi a seca mais abrangente, atingindo regiões nunca antes afligidas, como a zona da mata, litoral do NEB e pré-Amazônia Maranhense, avançando pela primeira vez a regiões fora do Polígono da Seca. O ano de 1983 é lembrado como auge da seca, em que muitas famílias devido a fome, aumento da desnutrição dos filhos e da mortalidade infantil passaram a comer o alimento do gado e a se alimentar de animais comumente não utilizados na culinária nordestina, como cobras, ratos, gatos, calangos, pombas, entre outros pequenos animais. Nesse período o governo federal criou um programa de emergência para o pagamento de salários aos agricultores flagelados pela seca, que passaram a trabalhar na construção de pequenos açudes, cacimbas e poços afim de amenizar os efeitos da próxima estiagem (VILLA, 2000; RIBEIRO, 2007).

Na década de 1990, os anos de 1993,1996, 1997, 1998 e 1999 foram de escassez hídrica. A seca de 1998, afetou cerca de 5 milhões de pessoas no NEB, excetuando Maranhão, esta seca estava prevista a mais de 1 ano, porém nada foi feito para amenizá-la (VILLA, 2000; RIBEIRO, 2007).

Entre 1959 e 1991 ocorreu o período do desenvolvimento regional, que tem como marco o relatório realizado pelo GTDN culminando na criação da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE). Esse grupo foi criado no governo de Juscelino Kubitschek, tinha o intuito de buscar soluções para o desenvolvimento do Nordeste (CAMPOS, 2014).

Com o surgimento da SUDENE, as políticas de combate à seca não mais se baseavam na construção de estradas e açudes, como visto na primeira metade do século XX e passaram a se fundamentar em um novo paradigma, que estava associada a questão estrutural da posse de terra, das desigualdades sociais e do aproveitamento racional dos recursos hídricos (SOUZA FILHO, 2006; PASSADOR *et al.*, 2007; TRAVASSOS *et al.*, 2013; CAMPOS, 2014).

De 1992 até 2012, começa a era das políticas de gerenciamento de água e do desenvolvimento sustentável, que tem como marca a Agenda 21. Nesse período eventos mundiais e opiniões de associações técnicas e científicas passaram a influenciar a formulação das políticas públicas (CAMPOS, 2014). A Agenda 21 alerta para as enchentes e secas que ficaram mais severas, para os problemas ocasionados pela poluição e para a falta de planos racionais de uso da água.

De 2012 até 2016, a seca é considerada a maior seca dos últimos 60 anos em termos quantitativos de pessoas afetadas. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) o Nordeste perdeu mais de 4 milhões de animais (IBGE, 2013). Martins et al (2017), comenta que em dezembro de 2016, só no Ceará foram registrados 30 reservatórios colapsados (vazios) e 42 em volume morto dos 153 açudes monitorados, o que ocasionou interrupção no abastecimento hídrico de 96 dos 1984 municípios.

Atualmente, programas sociais estabelecidos pelos governos ao longo dos anos diminuíram significativamente os impactos sobre as populações. As instituições evoluíram muito no conhecimento sobre a gestão do armazenamento de água em reservatórios, mas ainda há muitos desafios, como a redução de desigualdades regionais e o aumento do conhecimento da qualidade da água dos estoques hídricos (SOUZA FILHO, 2006; CAMPOS, 2014).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos Avançados**, v. 28, p. 65-88, 2014.

GASPAR, L. **Seca no Nordeste brasileiro.** Pesquisa Escolar Online, Fundação Joaquim Nabuco, Recife. Disponível em: <http://basilio.fundaj.gov.br/pesquisaescolar/>. Acesso em: 07 de julho de 2016.

GTDN. Uma política de desenvolvimento econômico para o Nordeste. Recife: Assesoria Tecnica, 2ª ed., 1967.

PASSADOR, C. S.; PASSADOR, J. L.; ARRAES, A. M. D.; ARRAES, H. F. L. Políticas Públicas de Combate a Seca no Brasil e a Utilização das Cisternas nas Condições de Vida de Famílias na Região do Baixo Salitre (Juazeiro-BA): Uma Dádiva de Deus? In: **Anais do XXXI Encontro da Associação Nacional de Pós Graduação e Pesquisa em Administração (ANPAD)**, Rio de Janeiro, 22 a 26 de setembro de 2007.

NEVES, F. C. A ideologia de uma natureza perversa: seca, trabalho e conflito. In: SOUZA FILHO, F. A.; MOURA, A. D. (Orgs.). **Memórias do Seminário Natureza e Sociedade nos Semi-Áridos**, p. 135-146, 2006.

RIBEIRO, M. B. A potencialidade do semi-árido Brasileiro: O Rio São Francisco e revitalização uma análise. Brasília, 2007. ISBN 978-85-900232-2-8.

RODRIGUES, N.M. Todas as 129 secas registradas no polígono das secas no semiárido do Nordeste do Brasil. Disponível em: < http://natalgeo.blogspot.com.br/2016/02/todas-as-128-secas-registradas-no.html> Acesso em: 13.12.2016.

SOUZA FILHO, F. A. Natureza e desenvolvimento nos semi-áridos. In: SOUZA FILHO, F. A.; MOURA, A. D. (Orgs.). **Memórias do Seminário Natureza e Sociedade nos Semi-Áridos**, p. 41-58, 2006.

POMPEU SOBRINHO, T. História das Secas (Século XX). Coleção Mossoroense, v. 226, 2 ed, p. 539, 1982.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I.; SILVA, A. B. Secas, desertificação e políticas públicas no semiárido Nordestino Brasileiro. **Revista OKARA: Geografia em debate**, v.7, n.1, p. 147-164, 2013. ISSN: 1982-3878.

VILLA, M. A. **Vida e Morte no Sertão: Histórias das Secas no Nordeste nos Séculos XIX e XX**. São Paulo: Editora Ática. 1ª Edição, 269p, 2000. ISBN 850807626-6.

ANÁLISE DA VULNERABILIDADE À SECA NO ESTADO DO CEARÁ

Gabriela de Azevedo Reis
Francisco de Assis de Souza Filho
Thaís Antero de Oliveira;

1. INTRODUÇÃO

Sistemas hidrológicos estão sofrendo cada vez mais com os impactos causados pelas ações humanas. Países menos favorecidos enfrentam escassez hídrica devido ao clima e à falta de infraestrutura, e países industrializados lidam diariamente com conflitos relacionados à alocação da água, degradação de mananciais e eventos como as secas (PRYSHLAK et al., 2014). Durante as últimas décadas, o aumento no consumo de água foi duas vezes maior que o aumento da população (COSGROVE; LOUCKS, 2015). Como consequência, um maior número da população entra em situação de estresse hídrico. Durante os próximos anos, é esperado que o aumento na demanda combinado com a escassez hídrica contribua com a ampliação do quadro de estresse hídrico em diversas regiões do planeta (SUÁREZ-ALMIÑANA et al., 2017).

De modo a assistir a população atingida pelas secas, cabe aos gestores de recursos hídricos desenvolver estratégias que visem minimizar os impactos causados por tais eventos, a partir de diretrizes fornecidas por planos de gestão de secas, que devem tomar como base constatações técnicas e científicas. A avaliação da vulnerabilidade de um sistema é um passo essencial na elaboração de estratégias no âmbito da gestão das secas.

A vulnerabilidade depende de fatores externos (biofísicos) e internos (socioeconômicos). Grupos distintos em uma mesma sociedade se encontram em diferentes níveis de risco por apresentarem diferentes capacidades de absorção dos impactos e recuperação (BOGARD, 1988; DOW, 1992; HEWITT, 1983). A vulnerabilidade se apresenta como uma medida agregada de bem-estar humano, que integra a sensibilidade ambiental, social e econômica à exposição a perturbações de potencial danoso e varia, dinamicamente, no espaço e no tempo, de acordo com medidas de cunho político e de justiça social (BOHLE et al., 1994; HEWITT, 2013; THOMAS et al., 2016). Diversos projetos identificam a necessidade de um método robusto de análise de vulnerabilidade e, também, de uma maior conexão entre estudos acadêmicos e as demandas da tomada de decisão (TURNER et al., 2003).

Diante do contexto apresentado, o estudo desenvolvido neste trabalho propõe a criação de um método inovador capaz de quantificar e qualificar o nível de vulnerabilidade à seca, em escala de bacia e/ou região hidrográfica e municipal. A metodologia foi batizada de iSECA e consiste na elaboração de índices de

Sensibilidade, Exposição e Capacidade Adaptativa para poder calcular o índice de Vulnerabilidade, utilizando-se de indicadores dos aspectos socioeconômicos, ambientais, hídricos, físico-climáticos e de infraestrutura física e gestora dos recursos hídricos, identificando espacialmente as áreas mais críticas em períodos de estiagem. O estudo apresenta, também, uma avaliação da percepção dos impactos da seca para que se possa comparar os resultados obtidos a partir do iSECA com a realidade relatada por profissionais que lidam com o gerenciamento dos recursos hídricos na área aplicada.

O objetivo geral deste estudo é elaborar uma metodologia para quantificação, qualificação e identificação espacial da vulnerabilidade à seca em escala de bacia hidrográfica e escala municipal, visando a auxiliar processos adaptativos, minimizando riscos e mitigando impactos das secas.

2. VULNERABILIDADE À SECA

A vulnerabilidade é um conceito chave no gerenciamento e no processo de tomada de decisão em qualquer setor que envolva a dinâmica entre a população e o uso do meio ambiente e seus recursos naturais. Nas cidades latino-americanas, a vulnerabilidade diante de ameaças externas aumenta devido a razões espaciais, sociais, históricas e institucionais. Classes de baixa renda aparecem ligadas ao subdesenvolvimento e à falta de infraestrutura urbana. Cidades com grande segregação de classe dispõem de fraco preparo para enfrentar crises e urgências (VEYRET, 2007). A vulnerabilidade pode ser analisada tanto como risco biofísico quanto como uma resposta social, ambos dentro de certo domínio espacial, onde se identifica a localização de pessoas e locais vulneráveis ao risco natural e também quais destas pessoas se enquadram no grupo social de maior vulnerabilidade, sendo possível a integração das duas análises (CUTTER, 1996).

As secas são classificadas como desastre natural do tipo hidrológico (MARCELINO, 2008) e representam o tipo de desastre que mais afeta a população por serem mais recorrentes (UFSC, 2012). McCarthy et al. (2001), em publicação elaborada por grupos de pesquisa do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), definem vulnerabilidade às mudanças climáticas como a medida na qual um sistema social ou natural é capaz de aguentar danos causados pelas mudanças climáticas. Os(as) autores(as) dividem a vulnerabilidade às mudanças climáticas em três fatores: sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa.

A sensibilidade representa o grau de preparo em que o sistema se encontra, refletindo sua habilidade de resposta a mudanças no clima, sejam elas benéficas ou maléficas. Representa, ainda, a capacidade do sistema de absorver impactos sem sofrer danos a longo prazo ou quaisquer mudanças significativas de estado. A exposição é a magnitude, espacial e temporal, de eventos climáticos extremos. Por fim, a capacidade adaptativa representa o grau em que os ajustes e adaptações, na forma de práticas, processos ou estruturas, podem mitigar e mini-

mizar os impactos potenciais de ocorrências de mudanças no clima (ABRAHAM, 2006; MACCARTHY et al., 2001).

Os estudos da vulnerabilidade à seca formam um novo paradigma no gerenciamento de desastres. A vulnerabilidade à seca depende, basicamente, do grau de exposição à seca e das habilidades de resposta e gerenciamento de seca da região analisada. A vulnerabilidade tem dimensões de espaço e tempo, uma vez que seu nível varia constantemente a partir de mudanças tecnológicas, comportamentais e práticas políticas (THOMAS et al., 2016). Ou seja, vulnerabilidade à seca depende, espacialmente, das condições físicas às quais a região analisada está exposta. O nível de vulnerabilidade pode mudar, com o tempo, de acordo com as mudanças climáticas. Adicionalmente, medidas antrópicas podem aumentar ou diminuir a capacidade adaptativa da região, influenciando na sua vulnerabilidade.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE APLICAÇÃO DO MODELO

O estado do Ceará situa-se na região Nordeste do Brasil e apresenta uma área de 148.826 km². Cerca de 87% do território cearense encontra-se inserida no semiárido.

A noção pragmática do semiárido é de caracterizar a região pela incidência de secas prolongadas. Outras características marcantes do semiárido brasileiro são a vegetação caatinga, predominância do embasamento cristalino, solos rasos, rios intermitentes, eventos hidrológicos extremos frequentes, escoamento específico reduzido, insolação intensa e elevadas taxas de evapotranspiração (SANTANA, 2008). Essas características deixam grande parte do Ceará em situação de maior vulnerabilidade aos fenômenos da seca (IPECE, 2007).

Em um panorama considerando o período de 2011 a 2015, onde o estado do Ceará estava afetado por estiagem severa e prolongada, conseguiu resultados positivos no PIB, estando, em 2011 e 2012, na média nacional e, em 2013 e 2014, com crescimento muito acima da média nacional. Entretanto, em 2015, afetado por crise macroeconômica nacional no ano de 2014, o PIB do Estado sofreu retração de 4,65%, ainda menor que a queda nacional. Nesse período, observou-se recuo da atividade agropecuarista, devido à forte dependência do setor às condições climáticas, considerando o comprometimento da produção de grãos que compreende, em sua grande maioria, culturas de sequeiro. Já o setor de serviços apresentou crescimento considerável. O PIB do Estado está fortemente concentrado na Grande Fortaleza, representando 65,7% do PIB estadual (TROMPIERI NETO; PAIVA, 2016).

A infraestrutura domiciliar e a extrema pobreza no Estado ainda são desafios sociais a serem superados. Cerca de 22% dos domicílios cearenses ainda não contam com acesso ao abastecimento de água pela rede geral de distribuição e apenas 36% estão ligados à rede coletora de esgoto (IPECE, 2017).

No estado do Ceará, há um descompasso no balanço hídrico, envolvendo oferta e demanda de água. Além das condições climáticas adversas, há de se responsabilizar a má utilização do recurso em alguns setores, como na irrigação, que apresenta um alto desperdício em algumas técnicas. A oferta hídrica no Ceará tem melhorado. Contudo, ainda há a necessidade de acompanhamento da utilização dos recursos hídricos, pois ainda é possível verificar deficiência na disponibilidade de dados da relação oferta x demanda (SANTANA, 2008).

4. MÉTODO

O trabalho consiste de duas análises. A primeira, analisa quantitativa e qualitativamente a vulnerabilidade à seca em escala de bacias/regiões hidrográficas, utilizando como base os índices de sensibilidade e exposição à seca. A segunda, faz análise semelhante, porém em escala municipal e considera o efeito da capacidade adaptativa na vulnerabilidade.

- **Análise 1 –** Escala regional (Sensibilidade e exposição)

Para este primeiro método, o estudo foi desenvolvido na escala de bacias e/ou regiões hidrográficas. Considerou-se, para o cálculo da vulnerabilidade, o nível de sensibilidade e exposição. A vulnerabilidade (V) é quantificada a partir da Equação 1, onde S representa a sensibilidade e E, a exposição.

$$V = S + E \quad (1)$$

Uma análise multicritério foi elaborada a fim de calcular a sensibilidade e a exposição, utilizando normalização e ponderação de diversos indicadores divididos entre diferentes setores. Os setores apresentam diferentes pesos na sensibilidade e na exposição e os indicadores contam com diferentes pesos dentro de cada setor. A Figura 1 ilustra o passo a passo geral executado para se obter os índices de sensibilidade e de exposição. A cada setor foi atribuído um peso geral para o cálculo dos índices, tanto de exposição quanto de sensibilidade. E, dentro de cada setor, os indicadores têm diferentes pesos, considerando sua importância e representatividade dentro de seu setor específico. A atribuição dos pesos é feita de maneira subjetiva, cabendo às pessoas que vão operar o método estabelecer os critérios de definição dos pesos.

- Sensibilidade

A sensibilidade foi dividida entre 4 setores: aspectos sociais, aspectos econômicos, condições sanitárias e condições hídricas. Os aspectos sociais e econômicos aparecem com peso 2 no cálculo da sensibilidade.

Dentro dos Aspectos Sociais, foram escolhidos a população, densidade populacional e IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) como indicadores. O IDH foi obtido como dado em escala municipal, com isso, para encontrar o valor

distribuído na bacia ou região hidrográfica, utilizou-se de uma média ponderada entre o IDH municipal e a população do respectivo município, dentre os municípios inseridos na bacia ou região hidrográfica. A Equação 2 apresenta o cálculo, onde IDH_p representa o IDH ponderado para a região ou bacia hidrográfica; $IDHm_i$ o IDH municipal do município *i*; e $POPm_i$, a população do município *i*:

$$IDH_p = \frac{IDHm_i \times POPm_i}{\sum_n^{i=1} POPm_i} \quad (2)$$

Para os Aspectos Econômicos, foram considerados o valor adicionado bruto da indústria, a preços recorrentes e o Índice de Gini. Assim como o IDH, o índice de Gini foi obtido em escala municipal. Foi realizado o processo de ponderação ilustrado na Equação 2.

Figura 1 - Passo a passo da quantificação e qualificação da sensibilidade e exposição.

Fonte: REIS, 2018.

Para representar as condições sanitárias, foi utilizado o indicador Índice Sem Atendimento de Esgoto, a nível municipal, divulgado pela ANA (Agência Nacional de Águas). Também foi realizada, portanto, a ponderação a partir da Equação 2. Por fim, os cenários de oferta e demanda da população situada na área de estudo foram combinados de modo a representar as condições hídricas, às quais foram atribuídas o triplo da importância na análise da sensibilidade ao considerar que o estudo está focado na susceptibilidade a um cenário de escassez hídrica. Os indicadores escolhidos para representar as condições hídricas foram relações de oferta e demanda, priorizando o abastecimento humano e industrial, bem como a oferta subterrânea.

•

- Exposição

A exposição foi representada por um setor de análise de secas e outro de reserva alternativa, ambos com o mesmo peso no processo de quantificação. Para realizar a análise de secas, foi obtida a média mensal de precipitação de cada grupo analisado com séries de 35 e 38 anos.

Para a obtenção da série histórica, foram utilizados dados de postos pluviométricos e foi obtida uma média mensal de precipitação de cada bacia ou região hidrográfica. Os intervalos obtidos são de 1979 a 2014 e 1979 a 2017 para os dois objetos de estudo escolhidos. De posse desses dados, foi calculado, portanto, o SPI-12.

O SPI (*Standardized Precipitation Index*) é um índice meteorológico amplamente utilizado, desenvolvido por McKee, Doesken e Kleist (1993). É constituído da aproximação de uma série histórica de precipitação a uma distribuição gama. Após a aproximação, são calculados os valores de probabilidade de não excedência do evento de chuva e, por fim, calcula-se a variável reduzida que representa tais valores (ALBUQUERQUE, 2010; PAULO; PEREIRA, 2007). O SPI-12 é o índice que representa o acumulado de chuva de 12 meses. O cálculo foi feito para os meses de dezembro, representando a precipitação anual para cada ano da série histórica, em cada região ou bacia hidrográfica.

Os valores do SPI-12 foram classificados de acordo com a Tabela 1. A partir dessa classificação, foi possível obter os indicadores da Análise de secas: Duração, Frequência e Severidade, referentes à seca. A duração foi quantificada através do número máximo de anos seguidos classificados como seco, independentemente da severidade (ou seja, anos seguidos em que o SPI-12 seja menor que -0,80). A frequência é a razão entre anos com ocorrência de seca (SPI-12 menor que -0,80) e todos os anos da série histórica. Por fim, a severidade foi classificada de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação do SPI-12.

Classificação	**Intervalo SPI-12**
Normal ou Chuvoso	X > -0,80
Seca Fraca	-0,80 > X > -1,29
Seca Moderada	-1,29 > X > -1,59
Seca Severa	-1,59 > X > -1,99
Extrema	-1,99 > X

Fonte: adaptado de Cunha (2008).

Por fim, a Reserva Alternativa é representada pela vazão potencial sub-

terrânea, que difere da oferta subterrânea por considerar o valor potencial a ser explotado e não apenas o valor que é explotado, levando em conta que os mananciais superficiais são os mais vulneráveis aos impactos das secas e a reserva subterrânea pode aparecer como uma alternativa de abastecimento, reduzindo a exposição à seca.

- Sensibilidade e exposição

As variáveis brutas são coletadas em diferentes ordens de grandeza e diferentes unidades, em decorrencia disso, foi feito o processo de normalização por meio das Equações 3 e 4, onde a primeira foi utilizada para variáveis que apresentam relação direta com a sensibilidade ou com a exposição, e a segunda, para variáveis que apresentam relação inversa.

$$I_i = \frac{X_i - Min}{Max - Min} \quad (3)$$

$$I_i = \frac{X_i - Max}{Min - Max} \quad (4)$$

Ii representa o indicador e *Xi*, a variável. Min e Max representam os valores mínimos e máximos fixados para cada indicador. Após o processo de normalização, os indicadores se apresentam em uma escala de 0 (menor sensibilidade/exposição) a 1 (maior sensibilidade/exposição). A fixação dos valores máximos e mínimos faz com que grupos com comportamentos mais extremos se destaquem e extrapolem o valor limite de 1.

A ponderação absoluta do indicador é obtida através da Equação 5, onde, w_i representa a ponderação absoluta para cada indicador, *PS* representa o peso do setor e PI_i, o peso do indicador no setor. Como exemplo: o setor "Aspectos sociais" apresenta peso 2 e o indicador "População", dentro do setor, apresenta peso 2. Assim, o peso absoluto do indicador "População" será equivalente a 0,8.

$$w_i = \frac{PS}{\sum_n^{i=1} PI_i} \times PI_i \quad (5)$$

O índice de Sensibilidade e o índice de Exposição são calculados a partir da média ponderada dos indicadores, representada pelas Equações 6 e 7.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^{n} I_i \times w_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i} \quad (6)$$

$$E = \frac{\sum_{i=1}^{n} I_i \times w_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i} \quad (7)$$

- Vulnerabilidade

É possível, então, calcular o Índice de Vulnerabilidade. A análise de quantificação e qualificação da vulnerabilidade corresponde, portanto, aos passos

4 a 7 da Figura 2, uma vez que já quantificadas e qualificadas a sensibilidade e a exposição.

A vulnerabilidade é calculada, então, a partir dos índices de sensibilidade e de exposição utilizando a Equação 1. Para fins comparativos, o cálculo da vulnerabilidade foi realizado em dois métodos: a partir dos índices de sensibilidade e exposição obtidos na etapa de quantificação e a partir das notas finais de sensibilidade e exposição, atribuídas na etapa de qualificação, que será descrita nas próximas seções deste capítulo.

- Teste de aderência

O teste de aderência foi realizado com o fim de identificar a aderência dos conjuntos de dados à distribuição normal, possibilitando estabelecer com mais clareza a etapa de qualificação dos índices. O teste se baseia do método do qui-quadrado e foi desenvolvido através de biblioteca disponibilizada no *software* R© (DELIGNETTE-MULLER; DUTANG, 2015). Os conjuntos de dados utilizados foram: os índices de sensibilidade, exposição e vulnerabilidade.

- Qualificação dos índices

A qualificação consiste na divisão dos valores dos índices em diferentes níveis de intensidade (baixa, moderada, alta, muito alta ou extrema). A classificação foi utilizada a partir do método de otimização de Jenks por intermédio do *software* ArcGIS© 10.2.2. Este método é também conhecido como o método das quebras naturais, e foi desenvolvido por Fisher (1958) e aprimorado por Jenks (1977). A classificação é feita com base em um processo interativo que visa otimizar o valor do Melhor Ajuste de Variância (índice utilizado para medir a qualidade da distribuição dos elementos dentro de cada classe considerando a similaridade entre esses elementos) (RAMOS *et* al., 2016; SLOCUM *et al.*, 2009).

- Georreferenciamento e espacialização dos resultados

Os resultados obtidos a partir da qualificação foram, então, georreferenciados e espacializados com utilização do software ArcGIS© 10.2.2. Os dados foram adicionados à tabela de atributos de suas determinadas feições geográficas (que representam as bacias e/ou regiões hidrográficas). Foi realizada a categorização das informações a partir da classificação de Jenks, viabilizando a elaboração do mapas temático de vulnerabilidade. Os dados foram processados em *datum* SIRGAS2000.

- **Análise 2 –** Escala municipal (sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa)

A segunda análise foi elaborada seguindo o mesmo passo a passo, passando pelo processamento dos dados, normalização, ponderação, teste de aderência, qualificação dos índices e, por fim, a espacialização dos resultados. A segunda análise, todavia, é aplicada em escala municipal e considera a influência da capa-

cidade adaptativa na vulnerabilidade. Nem todos os indicadores foram disponibilizados em escala municipal. Para esses casos, foi elaborado um índice de bacia e distribuído o valor entre os municípios.

- Desenvolvimento da análise

No processo do cálculo da sensibilidade, não foram adquiridos os indicadores do setor das Condições Hídricas em escala municipal. Portanto, foi criado o Índice de Bacia das Condições Hídricas. O Índice foi feito a partir de média ponderada dos indicadores do setor das Condições Hídricas, onde o processo de normalização e ponderação foi o mesmo utilizado na Análise 1 deste trabalho. Cada município se encontra dentro do território de uma bacia/região hidrográfica, então aferiu-se, para cada município, o valor do Índice de sua respectiva bacia, onde esse valor representa todo o setor das Condições Hídricas para o cálculo da sensibilidade por município. Os pesos das variáveis e dos setores foram mantidos.

Diferentemente da Análise 1, nesta segunda análise considerou-se apenas o setor da análise de secas para o cálculo da exposição. Seguindo o mesmo método, foi obtido o SPI-12 para cada município em base nos dados de postos pluviométricos, definindo-se os valores dos indicadores de Duração, Severidade e Frequência. Os pesos das variáveis foram mantidos.

- Capacidade adaptativa

A capacidade adaptativa consiste de ações antrópicas que visem minimizar os efeitos das secas, desde grandes obras de infraestrutura hídrica a políticas de gestão de recursos hídricos. É composta por quatro indicadores, onde três foram agrupados como dados de bacia e um foi adquirido em escala municipal. Assim como o que foi feito com o Índice de Bacia das Condições Hídricas, desenvolveu-se o Índice de Bacia de Adaptabilidade, que consiste de três indicadores, representados com seus respectivos pesos na Tabela 2: a razão entre os quilômetros de adutoras construídos e a área total da bacia hidrográfica; a presença de uma unidade de gestão (CBH) ativa e atuante (marcado como 1 para sim e 0 para não); e a capacidade de reservação por bacia, que considera a capacidade de volume de armazenamento total de todos os reservatórios de cada bacia.

Tabela 2 - Indicadores utilizados no Índice de Bacia de Adaptabilidade

Indicador	**Peso**
Km Adutoras / Área da bacia	2
Unidade de gestão	1
Capacidade de reservação	2

Fonte: elaboração da autora.

O quarto indicador, adquirido em escala municipal, trata-se da situação de abastecimento, disponibilizado pela ANA, datado de 2015. O valor indica a situação dos mananciais e dos sistemas produtores de água quanto ao atendimento das demandas hídricas futuras, identificando a necessidade de investimentos em infraestrutura hídrica para a construção de sistemas novos ou ampliação de sistemas existentes.

De posse dos dados normalizados em escala de 0 a 1, a ponderação é feita atribuindo um peso 3 ao Índice de Bacia de Adaptabilidade e 1 à Situação de Abastecimento. A partir de média ponderada, obtém-se, então, o Índice de Adaptabilidade. Por fim, o valor da Capacidade Adaptativa será referente a 30% do valor do Índice de Adaptabilidade. Os 30% foram definidos partindo do princípio de que a Capacidade Adaptativa somente não é capaz de reduzir todos os efeitos da seca e anular a sensibilidade e/ou a exposição.

- Vulnerabilidade

Em decorrência de a vulnerabilidade considerar o poder da capacidade adaptativa (CA), o cálculo do índice de vulnerabilidade difere do desenvolvido na Análise I, como apresenta a Equação 8:

$$V = S + E - CA \quad (8)$$

O método para a quantificação e qualificação da vulnerabilidade segue o mesmo que foi aplicado na Análise 1, passando pela quantificação do índice pelo método dos índices e das notas, realizando o teste de aderência para os conjuntos de dados, desenvolvendo a qualificação da vulnerabilidade e o processo de espacialização dos resultados.

5. ANÁLISE DOS RESULTADOS OBTIDOS

- **Análise 1 –** Escala regional (Sensibilidade e exposição)
- O primeiro método foi aplicado no estado do Ceará, utilizando-se as delimitações de suas doze bacias hidrográficas.
- Análise do processo de quantificação

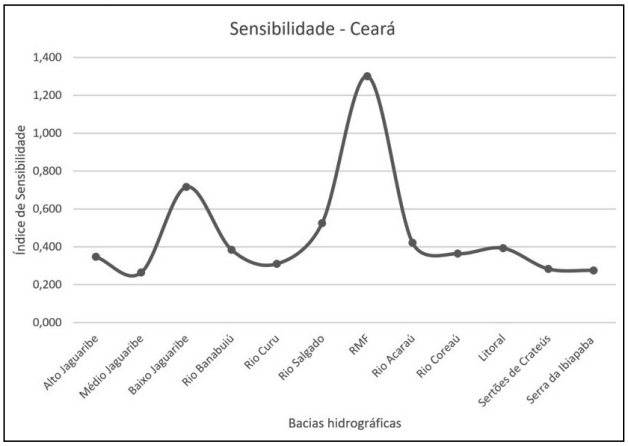
Na etapa de quantificação foram calculados os índices de Sensibilidade e Exposição para cada grupo hidrográfico. Foi possível calcular, com isso, o índice de Vulnerabilidade a partir da Equação 1.

É relevante ressaltar que os índices de exposição e sensibilidade estão em escalas de 0 a 1, onde 0 significa menor exposição/sensibilidade e 1, maior exposição/sensibilidade. Bacias e regiões que apresentem nesses índices valores superiores a 1, se enquadram na classificação de cenários "extremos". Sendo um resultado da soma da exposição e da sensibilidade, a vulnerabilidade é representada em escala de 0 a 2, onde 0 significa menor vulnerabilidade e 2, maior vulnerabilidade. Assim como no caso dos outros índices, valores superiores a 2 apresentam

cenários "extremos".

É possível observar que a Região Metropolitana de Fortaleza se enquadra em um cenário extremo na sensibilidade da bacia/região, indicando que há a necessidade de maior atenção às características sociais, econômicas e sanitárias de áreas mais populosas em períodos de estiagem, além, claro, das condições hídricas de oferta e demanda. Ademais, essa região apresenta valor do índice de sensibilidade bastante acentuado em relação às outras bacias, como ilustrado na Figura 2.

Figura 2 - Índice de Sensibilidade para o Ceará.

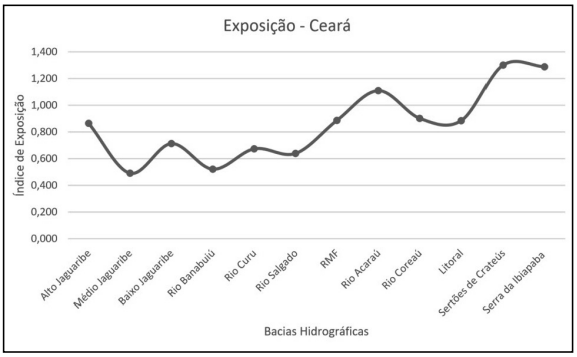


Fonte: REIS, 2018.

A Figura 2 apresenta os valores normalizados e ponderados dos dez indicadores utilizados para o cálculo da sensibilidade no estado do Ceará. As influências da população, densidade populacional e PIB industrial da Região Metropolitana de Fortaleza são as mais fortes no cálculo da sensibilidade. Pode-se inferir, portanto, que locais populosos e demograficamente adensados tendem a ser mais sensíveis à seca. Apesar da grande influência da renda industrial apresentada, recomenda-se uma análise dos setores industriais mais ativos na região a ser estudada a fim de encontrar relação da atividade industrial com o uso do recurso água antes de inferir sua importância na sensibilidade à seca. Já na bacia do Baixo Jaguaribe, o indicador mais influente é a razão entre demanda total e oferta hídrica. Essa bacia apresenta grandes perímetros irrigados e áreas com intensa atividade de carcinicultura. Estas atividades apresentam grande demanda hídrica e podem ter proporcionado o alto valor da razão para esta bacia.

A exposição no estado do Ceará é representada na Figura 3. É possivel observar que o estado apresenta três bacias classificadas em cenário extremo de exposição. Vale ressaltar, contudo, que a exposição está considerando apenas elementos de variabilidade climática. Seria ideal, portanto, adicionar informações sobre o volume de precipitação.

Figura 3 - Índice de Exposição para o Ceará.



Fonte: REIS, 2018.

- Análise do processo de qualificação

Para o estado do Ceará, a Tabela 3 representa o número de bacias em suas determinadas classes para cada índice.

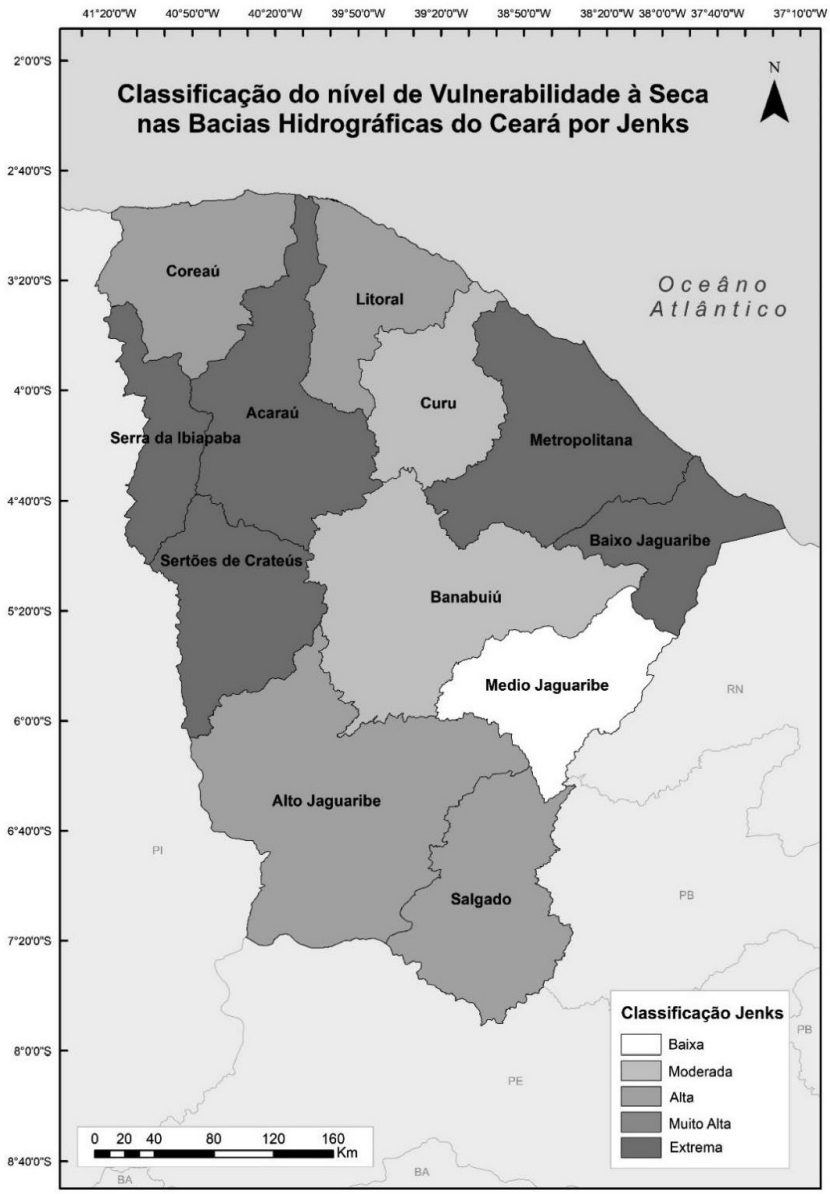
Tabela 3 - Número de bacias em cada classificação para cada índice.

	BAIXA	MODERADA	ALTA	MUITO ALTA	EXTREMA
Sensibilidade	3	5	2	1	1
Exposição	2	3	3	1	3
V (índices)	2	4	2	3	1
V (notas)	3	2	2	4	1

Fonte: elaboração da autora.

A distribuição espacial da vulnerabilidade calculada por índices está ilustrada na Figura 4. De acordo com o resultado da vulnerabilidade obtida a partir do método dos índices (Figura 9), cerca de 63% da população do Estado encontra-se em situação de vulnerabilidade muito alta ou extrema, o que equivale a cerca de 5,6 milhões de habitantes. As bacias com essa classificação de vulnerabilidade são responsáveis por 81% do valor do PIB da indústria estadual. Entretanto, em escala nacional, esse PIB e essa população representam, respectivamente, 1% e 2% dos números nacionais.

Figura 4 - Distribuição da Vulnerabilidade por bacia no Ceará.



- **Análise 2 –** Escala municipal (sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa)

O segundo método foi aplicado no estado em escala municipal. A principal diferença entre este método e o primeiro é a consideração do índice de capacidade adaptativa. O cálculo do índice de vulnerabilidade, assim, foi realizado a partir da Equação 8, onde a capacidade adaptativa desconta o valor da

vulnerabilidade.

A Tabela 4 apresenta o número de municípios em suas respectivas classes para os diferentes índices elaborados. O resultado do índice indicou como extrema a situação de 28 municípios, a qual equivale a 15% do Estado. Observa-se a alta frequência de municípios alocados na classe "ALTA".

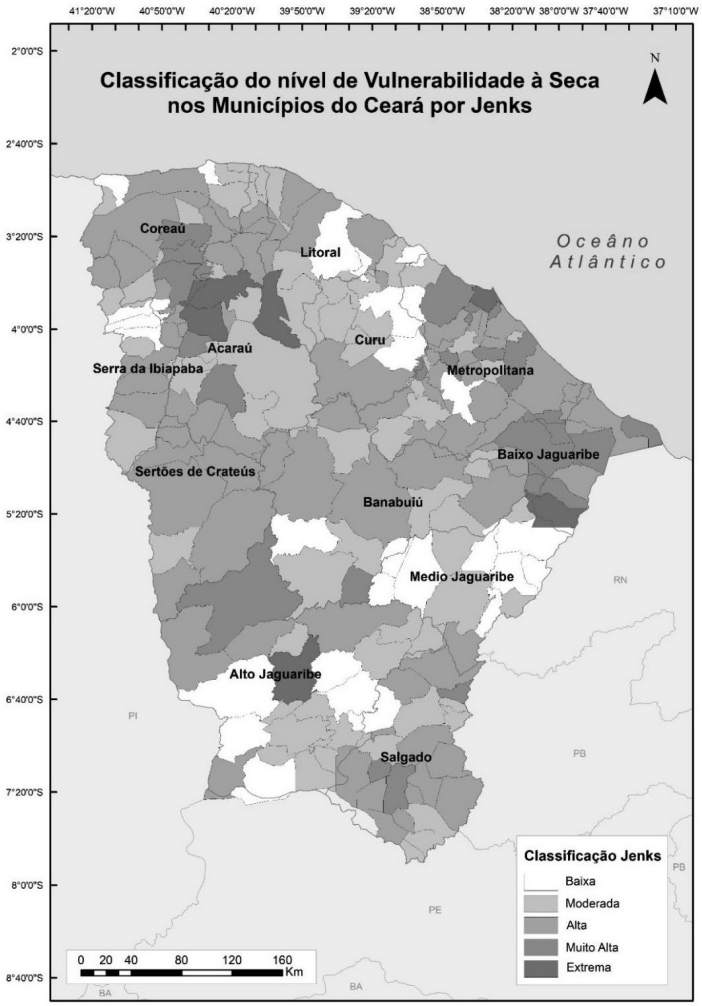
Tabela 4 - Número de municípios nas diferentes classes para cada índice no Ceará.

	BAIXA	**MODERADA**	**ALTA**	**MUITO ALTA**	**EXTREMA**
Sensibilidade	42	49	65	26	2
Exposição	25	20	92	34	13
Cap. Adaptativa	24	34	66	49	11
V (índices)	17	59	61	45	2
V (notas)	28	34	31	63	28

Fonte: REIS, 2018.

A vulnerabilidade à seca medida por meio dos índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa, ilustrada na Figura 5, apresenta algumas diferenças no padrão de distribuição nas regiões das bacias hidrográficas (Figura 4), em decorrência da inclusão da capacidade adaptativa no cálculo. É possível notar a redução na vulnerabilidade de municípios inseridos na bacia Metropolitana, apesar de ainda haverem ocorrências de vulnerabilidade muito alta. Algumas dessas ocorrências coincidem com situação crítica do sistema de abastecimento municipal e que forma um dos indicadores no cálculo da capacidade adaptativa.

Figura 5 - Distribuição da Vulnerabilidade (índices) por município no Ceará.



6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação da vulnerabilidade de um sistema é um passo essencial na elaboração de estratégias no âmbito da gestão das secas. Diversos projetos identificam a necessidade de um método robusto de análise de vulnerabilidade e, também, de uma maior conexão entre estudos acadêmicos e as demandas da tomada de decisão.

Diante deste cenário, foi proposta uma nova metodologia de análise a vulnerabilidade à seca levando em consideração os aspectos da Sensibilidade, Exposição e Capacidade Adaptativa introduzidos pelo IPCC, e utilizando de ferramentas de georreferenciamento em plataforma SIG.

A metodologia foi batizada de iSECA e consiste na elaboração de índices de Sensibilidade, Exposição e Capacidade Adaptativa para poder calcular o índice de Vulnerabilidade. Os índices foram elaborados a partir de análise multicritério envolvendo indicadores sociais, econômicos, ambientais, hídricos e climáticos. A vulnerabilidade foi obtida e seus resultados foram georreferenciados para auxiliar a identificação espacial de áreas críticas e prioritárias. O objeto de estudo abordado foi o estado do Ceará, em escalas de bacia hidrográfica e município.

A bacia Metropolita foi classificada com vulnerabilidade extrema devido à grande quantidade e densidade populacional e intensa atividade econômica industrial, enquanto que a bacia do Baixo Jaguaribe foi classificada com vulnerabilidade muito alta por apresentar grande demanda hídrica originada de seus importantes perímetros irrigados. Com a influência da Capacidade Adaptativa, as cidades próximas ao "corredor" de adutoras e reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitano apresentaram baixa considerável na sua vulnerabilidade. Entretanto, a cidade de Fortaleza permaneceu com vulnerabilidade extrema, dando a entender que o seu poder adaptativo, ainda que classificado como muito alto, não é suficiente para amenizar a condição de vulnerabilidade do município.

Os resultados obtidos através do modelo iSECA foram considerados satisfatórios e condizentes com as informações acerca da realidade sentida na área de estudo. O modelo apresentado tem liberdade de aplicação em diferentes áreas de estudos desde que haja informação o suficiente para alimentar os indicadores que constituem os índices elaborados neste estudo. Entretanto, devem ser consideradas as seguintes recomendações: i) realizar análise dos setores industriais mais ativos na região a ser estudada a fim de encontrar relação da atividade industrial com o uso do recurso água antes de inferir sua importância na sensibilidade à seca; ii) adicionar ao método da exposição dados absolutos do volume precipitado, além da variabilidade de chuva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAM, J. S. Assessing drought vulnerability. 2006. Tese (Doutorado em Geografia), University of Arizona, Arizona, 2006, 182 p.

ALBUQUERQUE, T. M. A. Estudo dos processos de gestão de seca: Aplicação no estado do Rio Grande do Sul. 2010. 303 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

BOGARD, W. C. bringing social theory to hazards research: conditions and consequences of the mitigation of environmental hazards. Sociological Perspectives, v. 31, n. 2, p. 147–168, 1988.

BOHLE, H. G.; DOWNING, T. E.; WATTS, M. J. Climate change and social vulnerability. Global Environmental Change, v. 4, n. 1, p. 37–48, 1994.

COSGROVE, W. J.; LOUCKS, D. P. Water management: current and future challenges and research directions. Water Resources Research, v. 51, p. 4823-4839, 2015.

CUNHA, R. L. A. Definição de cenários de referência para avaliação dos impactos das secas. 2008. 147p. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2008.

CUTTER, S. L. Vulnerability to environmental hazards. Progress in Human Geography, v. 20, n. 4, 1996, p. 529-539.

DELIGNETTE-MULLER, M. L.; DUTANG, C. fitdisrplus: An R package for fitting distributions. Journal of Statistical Software, v. 64, n. 4, p. 1-34, 2015.

DOW, K. Exploring differences in our common future(s): the meaning of vulnerability to global environmental change. Geoforum, v. 23, n. 3, p. 417–436, 1992.

FISHER, W. D. On grouping for maximum homogeneity. American Statistical Association Journal, v. 53, p. 789-798, 1958.

HEWITT, K. (Org.) Interpretations of Calamity for the Viewpoint of Human Ecology, Allen & Unwin, Boston, MA. 1983, 304 p.

HEWITT, K. Environmental disasters in social context: Toward a preventive and precautionary approach. Natural Hazards, v. 66, n. 1, p. 3–14, 2013.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Ceará em Mapas: Caracterização territorial. Fortaleza, 2007.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Indicadores Sociais do Ceará 2015. Fortaleza: IPECE, 2017. 92p.

JENKS, G.F. Optimal data classification for chropleth maps. Ed. 2, Lawrence, Kansas: University of Kansas, 1977, 24p.

MARCELINO, E.V. Desastres naturais e geotecnologias: conceitos básicos. Santa Maria-RS: CRS/INPE, 2008. 38p.

MARTELLO, M. L.; POLSKY, C.; PULSIPHER, A.; SCHILLER, A. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. PNAS, v. 100, n. 14, p. 8074-8079, 2003.

MCCARTHY, J. J.; CANZIANI, O. F.; LEARY, N. A.; DOKKEN, D. J.; WHITE, K. S. (Org.) Climate change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001, Cambridge University Press, Cambridge e New York.

FONTAINE, M. M. Assessing vulnerability to natural hazards: an impact-based method and application to drought in Washington State. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental).University of Washington, Seattle, 2007, 165p.

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought fre-

quency and duration to time scales. In: 8th Conference on Applied Climatology. American Meteorological Society, Boston, pp. 179-184, 1993.

OZERNOY, V. A framework for choosing the most appropriate discrete alternative multiple criteria decision-making method in decision support systems and expert systems. Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems, p. 56–64, 1987.

PAULO, A. A.; PEREIRA, L. S. Prediction of SPI drought class transitions using Markov chains. Water Research Management, vol. 21, n. 10, p. 1813–1827, 2007.

PRYSHLAK, T. T.; SAWYER, A. H.; STONEDAHL, S. H.; SOLTANIAN, M. R.; AL, R. E. T. Water demand management in times of drought: What matters for water conservation. Water Resources Research, v. 51, p. 125-139, 2014.

REIS, G. A. Análise espacial da vulnerabilidade à seca utilizando metodologia iSECA: Caso de estudo em São Paulo e Ceará. 2018. 119p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

RAMOS, A. P. M.; MARCATO JUNIOR, J.; DECANINI, M. M. S.; PUGLIESI, E. A.; OLIVEIRA, R. F.; PARANHOS FILHOS, A. C. Avaliação qualitativa e quantitativa de métodos de classificação de dados para o mapeamento coroplético. Revista Brasileira de Cartografia, v. 68, n. 3, p. 609-629, 2016.

SANTANA, E. W. Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará. Fortaleza: INESP, 2008. 174p.

SLOCUM, A. T., MCMASTER, R. B., KESSLER, F. C.; HOWARD, H. H. Thematic Cartography and Geovisualization. 3nd ed. Prentice Hall, 2009. 576p.

SUÁREZ-ALMIÑANA, S.; PEDRO-MONZONÍS, M.; PAREDES-ARQUIOLA, J.; ANDREU, J.; SOLERA, A. Linking Pan-European data to the local scale for decision making for global change and water scarcity within water resources planning and management. Science of the Total Environment, v. 603–604, p. 126–139, 2017.

TROMPIERI NETO, N.; PAIVA, W. L. Indicadores econômicos do Ceará 2015. Fortaleza-CE: IPECE, 2016. 93p.

TURNER, B. L.; KASPERSON, R. E.; MATSON, P. A.; MCCARTHY, J. J.; CORELL, R. W.; CHRISTENSEN, L.; ECKLEY, N.; KASPERSON, J. X.; LUERS, A.;

UFSC - UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. Atlas Brasileiro de Desastres Naturais 1991 a 2010. Florianópolis, 2012.

VEYRET, Y. (Org.). Os Riscos: o Homem como Agressor e Vítima. São Paulo: Editora Contexto, 2007. 319p.

ANÁLISE DAS SECAS NO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANO

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior

1. ÍNDICES DE SECA

Um índice de seca, por definição, é uma variável que serve para identificar e avaliar as condições de seca, isto é, um indicador utilizado para caracterizar a intensidade, duração, severidade e até extensão espacial da seca. Comumente, índices de seca são baseados em variáveis meteorológicas e/ou hidrológicas, tais como precipitação, temperatura, evaporação, evapotranspiração, umidade do solo, vazão, volume armazenado de água, entre outras e expressam em números o nível de gravidade da seca, facilitando a compreensão da complexidade da situação de seca para os tomadores de decisões (BARRA *et al*., 2002; STEINEMANN, 2003).

Heim Junior (2002) faz um levantamento histórico e uma síntese dos principais índices de seca desenvolvidos no século XX nos EUA, onde foi possível verificar que o índice mais amplamente utilizado é o *Palmer Drought Severity Index* (PDSI). Outros índices dentre os mais aceitos no EUA são o *Standardized Precipitation Index* (SPI), o *Crop Moisture Index* (CMI), o *Surface Water Supply Index* (SWSI) e o *Reclamation Drought Index* (RDI).

Outro estudo relevante realizado nos EUA é o de Keyantash e Dracup (2002), que avalia os índices de seca mais proeminente para vários tipos de seca (meteorológica, hidrológica e agrícola), aplicando um conjunto ponderado de seis critérios (robustez, tratabilidade, transparência, sofisticação, extensibilidade e dimensionalidade) de avaliação. Para seca meteorológica, os índices analisados foram a anomalia de precipitação acumulada e discreta, decis de chuva, o PDSI, o índice de área seca, o índice de anomalia de chuva e o SPI. Para seca hidrológica, os índices avaliados foram o déficit total de água, a anomalia de vazões acumuladas, o índice de severidade de seca hidrológica Palmer (PHDI) e o SWSI. Para seca agrícola, os índices em estudo foram o (CMI), o índice de anomalia umidade Palmer, a umidade do solo computadorizada e o índice de anomalia da umidade do solo.

Os resultados de Keyantash e Dracup (2002) mostraram que os índices que obtiveram as melhores pontuações segundo os critérios de avaliação escolhidos foram os decis de chuva e o SPI na ocorrência de seca meteorológica, o déficit total de água na ocorrência de seca hidrológica, sendo interessante enfatizar também o SWSI como o mais robusto dentre os índices que representam seca hidrológica, e a umidade de solo computada na seca agrícola.

O SPI foi desenvolvido por McKee *et al*. (1993, 1995), teve grande divulgação e baseia-se na distribuição de probabilidade da precipitação e pode ser

calculado em diferentes escalas de tempo. Por ser um índice normalizado, permite adequada comparação entre diferentes locais e climas.

Hayes et al. (1999) fizeram uma análise da seca de 1996 em planícies do sul e sudoeste dos EUA e no Texas, utilizando o SPI que permite o monitoramento do abastecimento de água a curto prazo, como umidade do solo, e a longo prazo, como recursos hídricos. Os resultados mostraram que o SPI foi capaz de monitorar o início e a progressão da seca de 1996, sendo que o SPI detectou a seca pelo menos um mês antes do que o PDSI.

Domingos (2006) realizou um estudo no intuito de implementar e avaliar o SPI para o Portugal Continental, investigando sua capacidade de informação complementar ao PDSI no acompanhamento de situações de seca. Para isso, foi feita uma comparação entre os dois índices. Pelos resultados, verifica-se que houve uma maior ocorrência de seca na segunda metade da série em estudo e que correlação entre o SPI e PDSI é mais forte nas escalas de 3 a 6 meses para a maior parte das estações em estudo.

Um índice associado ao SPI é o *Standardized Runoff Index* (SRI), que são semelhantes quando se baseiam em um longo período de acumulação, porém o SRI incorpora processos hidrológicos que determinam defasagens sazonais na influência de clima na vazão. Em escalas de tempo mensal para sazonal, o SRI é um complemento útil do SPI para retratar os aspectos hidrológicos de seca (SHUKLA e WOOD, 2008).

Outro índice de seca semelhante ao SPI é o *Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index* (SPEI), recentemente desenvolvido por Vicente-Serrano *et al*. (2010). O SPEI, assim como o PDSI, considera os efeitos da evapotranspiração de referência sobre a severidade da seca, porém a natureza multi-escalar do SPEI permite identificar os tipos diferentes de secas e de impactos da seca sobre diversos sistemas. Com isso, o SPEI tem a sensibilidade do PDSI em relação a evapotranspiração demandada e é multi-escalar como o SPI (VICENTE-SERRANO *et al*., 2010; VICENTE-SERRANO *et al*., 2012). Adicionalmente, têm-se que o SPEI tem sido usado em sistemas de monitoramento de seca e muitos estudos relataram que o SPEI tem uma melhor correlação com variáveis ecológicas e hidrológicas que outros índices de seca (LORENZO-LACRUZ *et al*., 2010).

Índices de seca quando relacionados com o método de análise de clusters ou método das Análises das Componentes Principais (PCA), facilitam a detecção dos padrões de variabilidade espacial e temporal das secas, além de permitir a definição de regiões homogêneas e heterogêneas quanto à seca e a identificação de tendências e mudanças dentro dessas regiões (BORDI *et al*., 2004; PAULO, 2010; SANTOS *et al*., 2010).

Índices de seca também podem ser utilizados para predição das transições do grau de severidade das secas, sendo isso possível por meio da utilização de técnicas como a cadeia de *Markov* homogênea e não-homogênea e modelos log-lineares

(LOHANI e LOGANATHAN, 1997; STEINEMANN, 2003; PAULO et al., 2005; MOREIRA et al., 2006; PAULO e PEREIRA, 2007; PIRES e SOUZA, 2010).

Nesse contexto, os índices de seca têm se tornado uma das ferramentas mais adequadas para entender e enfrentar a escassez hídrica. Entretanto, necessita-se de um certo cuidado quanto a utilização dos índices de seca, pois a maioria destes possuem formulações que não podem ser adequadas às condições climáticas da região. Outra desvantagem da utilização desses índices é que para se alcançar resultados consistentes é necessária uma série histórica longa (mínimo 30 anos), o que ainda é agravado pela difícil obtenção de algumas variáveis (ALBUQUERQUE, 2010).

2. METODOLOGIA DOS INDICADORES DE SECA UTILIZADOS E DA AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO

Para o desenvolvimento do estudo, índices de seca foram gerados no intuito de verificar a persistência e a severidade da seca no reservatório de acumulação de água ao longo dos anos. Deste modo, com dados de precipitação foi obtido o SPI, associado a seca meteorológica, com os dados de vazão afluente calculou-se o SRI, associado a seca hidrológica, aos quais foram feitos para as escalas temporais de 12, 24 e 36 meses, baseadas no tempo de residência da água no reservatório, que conceitualmente se refere a quantidade média de tempo que a capacidade máxima de acumulação do reservatório levaria para se extinguir a uma taxa de fluxo máxima da água ou vazão regularizada máxima. As escalas de tempo utilizadas para os cálculos dos índices estão diretamente relacionadas com o tempo necessário para que os efeitos da seca sejam sentidos sobre os diferentes setores de atividades e sobre os recursos hídricos em geral.

Em seguida, computou-se uma classificação de severidade da seca, para os índices citados. O SRI pode ser computado da mesma maneira que o SPI, esses índices são adimensionais, sendo que valores negativos indicam seca e valores positivos indicam períodos úmidos. Com esses índices, a intensidade da seca, a magnitude e a duração podem ser determinadas, bem como a probabilidade de surgir uma seca especifica a partir de uma série histórica.

Ainda associado a seca hidrológica, foram calculados índices que relacionam o estado da seca com o estoque de água armazenada no reservatório. Um destes índices é denominado de Indicador de Estado (IE) (Estrela et al., 2006), e associado a ele tem-se o Índice Sintético (IS).

Outro índice calculado foi o Nível Meta (NM) que avalia a disponibilidade hídrica de uma região e permite a avaliação da severidade de seca (CID et al., 2014). Esse índice foi extraído apenas para os meses de dezembro de cada ano, para efeito de classificação, assim como os IE e IS.

2.1. INDICADORES METEOROLÓGICOS

O índice normalizado de precipitação, SPI, desenvolvido por McKee *et al.* (1993, 1995), baseia-se na distribuição de probabilidade da precipitação e pode ser calculado em diferentes escalas de tempo. Por ser um índice normalizado, permite adequada comparação entre diferentes locais e climas.

Para o cálculo do SPI segue-se os seguintes passos: (i) escolhe-se uma escala de tempo, por exemplo, total de precipitação mensal ou em um conjunto de meses (por exemplo, 3 meses), (ii) ajusta-se uma distribuição de probabilidade para a série temporal destes valores (frequentemente distribuição Gama), (iii) estima-se os valores da probabilidade de não-excedência (probabilidade acumulada de valores de precipitação serem menores que este na série temporal) do evento de precipitação do ano que se deseja avaliar a seca, em seguida (iv) utilizando uma distribuição normal padrão calcula-se a variável reduzida (z) correspondente ao valor da probabilidade de não excedência. Este procedimento será detalhado a seguir.

A distribuição de probabilidade utilizada no ajuste dos dados foi a gama dois parâmetros, definida por

$$f(x) = \frac{1}{\beta^{\alpha}\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, x > 0 \quad (1)$$

em que $\alpha > 0$ é o parâmetro de forma, $\beta > 0$ o parâmetro de escala, x é a variável aleatória em estudo e

$$\Gamma(x) = \int_0^{\infty} y^{\alpha-1} e^{-y} dy \quad (2)$$

a função gama. A distribuição gama, só está definida para $x > 0$, logo quando um dado mês apresenta valores nulos, faz-se necessário o uso de uma transformação da distribuição de probabilidade acumulada, dada por

$$F(x) = q + (1 - q)\, G(x) \quad (3)$$

sendo G(x) conhecida como função gama incompleta, que é a função de distribuição estimada a partir dos valores não nulos da série de dados utilizada e q a probabilidade de zeros na amostra. Com isso, define-se o SPI, conforme Pereira e Paulo (2004), como

$$SPI = \varphi^{-1}[F(x)] \quad (4)$$

em que φ a função de distribuição normal reduzida. Os valores de SPI podem ser classificados conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Limiares dos índices com as devidas categorias e estados.

SPI e SRI	Classificação	Categoria	Estado
> -0,79	D0	Próximo a Normalidade	Normal
-0,80 a -1,29	D1	Seca Fraca	Pré-Alerta
-1,30 a -1,59	D2	Seca Moderada	Alerta
-1,60 a -1,99	D3	Seca Severa	Emergência I
≤ -2,00	D4	Seca Extrema	Emergência II

Fonte: Adaptada de Cunha (2008).

2.2. INDICADORES HIDROLÓGICOS

Para o cálculo do SRI, utiliza-se dados de vazão fluvial. O cálculo segue a mesma formulação utilizada para se obter o SPI. As vazões representam de forma sintética os processos hidrológicos da bacia hidrográfica associada à sua seção fluvial. Em escalas de tempo mensal a sazonal, o SRI é um complemento útil do SPI para retratar os aspectos hidrológicos de seca (Shukla e Wood, 2008). Assim como SPI, o SRI permite sua aplicação para diferentes escalas temporais. Os valores de SRI podem ser classificados conforme mostrado na Tabela 1.

O IE, assim como os demais índices já explicitados, é padronizado e consequentemente um índice adimensional, a formula que tem sido adotada é definida com valores num intervalo de 0, correspondente ao valor mínimo histórico, até 1, correspondente ao valor máximo histórico, e é calculada de acordo com a seguinte expressão:

Se

$$\text{Se } V_i \geq V_{med} \Rightarrow I_e = \frac{1}{2}\left[1 + \frac{V_i - V_{med}}{V_{max} - V_{med}}\right]$$

$$\text{e se } V_i < V_{med} \Rightarrow I_e = \frac{V_i - V_{min}}{2(V_{med} - V_{min})} \quad (5)$$

e se

em que V_i é o volume medido do período analisado, V_{med} o volume médio para o período histórico, V_{max} o volume máximo do período histórico e V_{min} o volume mínimo do período histórico. Para o cálculo do IE foram utilizados apenas os valores referentes a dezembro de cada ano da série de volume em análise.

Com a utilização dos dados de volume simulados por um modelo de operação de reservatório, conforme Cid *et al.* (2014), o IE foi renomeado para índice sintético (IS). Suplementarmente, ainda se calculou tanto o IE como o IS alterando o volume médio pelo volume mediano objetivando reduzir o efeito do dimensionamento do reservatório. Através do modelo de operação, ainda foi possível extrair os NM associados aos volumes acumulados. Os valores de IE, IS e NM são classificados conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Categorização dos índices IE, IS e NM.

IE e IS	NM	Classificação	Categoria	Estado
> 0,5	1	D0	Próximo a Normalidade	Normal
0,50 a 0,31	2	D1	Seca Fraca	Pré-Alerta
0,30 a 0,16	3	D2	Seca Moderada	Alerta
0,15 a 0,076	4	D3	Seca Severa	Emergência I
≤ 0,075	5	D4	Seca Extrema	Emergência II

Fonte: Adaptado de Estrela *et al.* (2006) e Cid *et al.* (2014).

O equacionamento para obtenção do NM trata da operação do reservatório para as vazões previstas, diferenciando-se basicamente pela entrada no modelo de operação ser os dados de vazão agregada observada para cada sistema.

2.3. AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO

No intuito de avaliar o desempenho dos índices de seca no hidrossistema, foi feita uma avaliação dos acertos e erros ocorridos em cada estado de seca por meio de uma previsão categorial, baseando-se apenas na ocorrência ou não dos estados de seca.

Em sistemas de recursos hídricos superficiais com reservatórios, os níveis dos reservatórios seriam teoricamente o melhor indicador para as secas. No entanto, há um inconveniente em indicadores baseados nos volumes estocados devido a possibilidade de falha humana em sua operação. Baseado nisso, utilizou-se o IS de volume mediano, que representa uma operação ideal do mesmo, como índice de referência. Estes índices foram considerados para avaliar a capacidade dos demais índices (SPI, SRI e NM) de prever seu estado de seca.

Para fazer essa avaliação, utilizou-se o método de análise de contingência como ferramenta matemática de comparação, e a partir disso inferiu-se a probabilidade de detecção de eventos (POD), que é a razão do número de eventos que foram corretamente previstos pelo número total de eventos, e a razão de falso alarme (FAR), que é proporção das previsões de ocorrência de eventos que na verdade não se materializaram, mostrados nas equações 6 e 7, respectivamente (SCHAEFER, 1990).

$$POD = \frac{a}{a+c} \tag{6}$$

$$FAR = \frac{b}{a+b} \tag{7}$$

sendo, (a) quando o modelo previu o evento e este ocorreu, (b) quando o modelo previu o evento e este não ocorreu, (c) quando o modelo não previu

o evento e este ocorreu e (d) quando o modelo não previu o evento e este não ocorreu. A Tabela 3 mostra uma síntese do método de análise de contingência.

Tabela 3 – Síntese do método de análise de contingência, com indicativo dos cálculos de POD e FAR.

		Observação		
		Sim	Não	FAR
Previsão	Sim	A	B	b / (a + b)
	Não	C	D	
	POD	a / (a + c)		

Fonte: Adaptado de Amanajas (2008).

Para o desenvolvimento dessa análise quantitativa dos índices de seca, nos estudos de casos citados agrupou-se as contingências comparando os estados de seca do IS com as classificações de severidade do SPI e do SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, além do NM. Esse agrupamento de categorias foi feito conforme Tabela 4.

Tabela 4 – Relação entre os agrupamentos de estado e grau de severidade da seca.

ESTADO DE SECA	**GRAU DE SEVERIDADE DA SECA**		
	Úmido e D0	**D1 e D2**	**D3 e D4**
Normal			
Alerta			
Emergência			

Fonte: Elaboração própria.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A fim de possibilitar um melhor entendimento foi realizado uma abordagem qualitativa e quantitava do monitoramento dos índices SPI, SRI, IE, IS e NM, no intuito de permiti a verificação dos padrões do grau de severidade de seca de cada um desses índices e relaciona-los.

3.1. ANÁLISE QUALITATIVA PARA O MONITORAMENTO DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANA

As Tabelas 5 a 12, mostram a variação anual dos índices SPI e SRI para

as escalas temporais de 12, 24 e 36 meses nos sistemas hídricos em estudo, além dos IE, IS e NM, identificando as variáveis de entrada para cada índice de seca e classificando a severidade da seca, de acordo como os limiares já apresentados nas Tabela 1 e 2.

As Tabelas 5 a 8 são referentes a RHJ, nelas observam-se independente do índice, que o sistema hídrico na maior parte do tempo encontra-se no estado próximo a normalidade ou normal, porém anos como o de 1915, 1932, 1942, 1951-1955, 1958-1959, 1983 e 1993 todos os índices em análise identificaram a ocorrência de seca, porém houve uma divergência quanto ao grau de severidade ou do estado de seca, em que os IE e os IS apresentaram na maioria dos casos uma maior severidade de seca que os demais índices (SPI e SRI).

Analisando a corroboração dos índices de seca com os registros histórico da região em estudo, verifica-se que entre os anos de 1979 e 1984, em que ocorreu uma das mais prolongada e abrangente seca histórica do NEB, tem-se que todos o índice identificaram satisfatoriamente a ocorrência de seca entre os anos de 1982 e 1984, apresentando uma maior intensificação da seca no ano de 1983, sendo que neste o SPI-12, SPI-24 e NM ficou classificado como estado de Emergência I, o SRI de modo geral classificou a seca como moderada, e os IS, tanto o que leva em consideração o volume médio como o mediano classificaram como estado de Emergência II.

Outra seca famosa no NEB é a de 1993, nesse evento os índices que caracterizam a seca hidrológica na RHJ, como o SRI-24 e SRI-36 classificaram o estado de seca como Pré-Alerta enquanto o SRI-12 classificou como estado de Emergência I, mostrando que a RHJ sofreu uma seca intensa mais de curta duração, concordando com a gravidade dos impactos da seca encontrados nos registros históricos.

A seca de 1998 é um outro episódio conhecido pela sua severidade, segundo registros históricos. Neste ano, todos os índices conseguiram identificar a ocorrência de seca, porém o pior estado de seca indicado foi o de Alerta, registrado pelo SPI-12 e pelos índices associados ao volume ($IS_{média}$, $IS_{mediana}$ e NM), não correspondendo em sua totalidade com a gravidade dos impactos reais ocorridos.

A seca do final da década de 90, se prolongou até o ano de 2001, dando uma trégua no ano 2000, como mostra muito bem os IS e NM, chegando ao final de 2001 com a RHJ em situação de Emergência tipo II. Os anos seguintes de 2002 e 2003 apesar de não serem considerados como secos, o que é confirmado pelos índices SPI e SRI, não indicam a situação real do hidrossistema, como apontado pelos IE e IS, pois necessita de um tempo para se reestabelecer.

Em relação RMF, pode-se observar nas Tabelas 9 a 12 um comportamento similar aos índices SPI e SRI da RHJ, porém com tendência das secas indicadas se apresentarem com antecedência e com uma vulnerabilidade hídrica mais elevada, conforme o comportamento do IS. Ainda é possível destacar, que em anos de pluviometria historicamente muito baixa, como 1915, 1919, 1942, 1993 e 2012, os índices como SPI e SRI chegam a diagnosticar estados de Emergência dos tipos I e II, e os IS dos mesmo anos citados ou dos anos seguintes a estes também diagnosticam estado de Emergência, o que mostra a falta de resiliência hidrológica da RMF às secas.

Extrai-se ainda que, através da análise qualitativa feita entre os índices avaliados e registros históricos de seca, os índices baseados na variável volume de água acumulado nos reservatórios representam mais realisticamente o estado de seca de um sistema hídrico frente aos seus múltiplos usos.

Tabela 5 – Valores anuais entre 1913 e 1937 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RHJ.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume (V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1913	0,38	–	–	0,40	–	–	–	–	0,71	0,67	2
1914	0,96	0,84	–	0,73	0,60	–	–	–	0,72	0,68	2
1915	-2,77	-0,76	-0,44	-1,94	-0,24	-0,06	–	–	0,53	0,45	3
1916	0,30	-1,35	-0,48	-0,25	-1,13	-0,39	–	–	0,43	0,32	3
1917	1,89	1,49	0,20	2,00	1,27	0,60	–	–	0,73	0,70	1
1918	0,95	1,88	1,70	0,95	1,76	1,33	–	–	0,75	0,72	1
1919	-2,38	-0,62	0,69	-1,70	0,00	1,09	–	–	0,56	0,51	1
1920	0,01	-1,44	-0,54	-0,41	-1,21	-0,27	–	–	0,46	0,35	2
1921	1,50	1,03	-0,14	1,48	0,78	0,15	–	–	0,70	0,66	1
1922	1,16	1,73	1,44	1,33	1,61	1,16	–	–	0,81	0,78	1
1923	0,61	1,13	1,72	0,83	1,23	1,55	–	–	0,83	0,80	1
1924	2,41	2,06	2,29	3,06	2,50	2,49	–	–	0,99	0,98	1
1925	1,01	2,29	2,21	1,44	2,76	2,53	–	–	0,97	0,96	1
1926	0,54	0,98	2,17	0,68	1,22	2,49	–	–	0,94	0,93	1
1927	-0,70	-0,12	0,45	-0,48	0,12	0,79	–	–	0,80	0,78	1
1928	-0,63	-0,96	-0,48	-0,80	-0,87	-0,29	–	–	0,66	0,62	1
1929	0,14	-0,38	-0,73	-0,15	-0,64	-0,81	–	–	0,59	0,54	2
1930	-0,49	-0,29	-0,62	-0,78	-0,63	-0,94	–	–	0,43	0,32	2
1931	-0,80	-0,93	-0,71	-0,95	-1,16	-1,00	–	–	0,12	0,09	4
1932	-1,72	-1,73	-1,71	-1,90	-1,73	-1,75	–	–	0,02	0,01	5
1933	-0,10	-1,20	-1,47	-0,41	-1,27	-1,52	–	–	0,00	0,00	5
1934	1,11	0,66	-0,26	1,11	0,49	-0,16	–	–	0,53	0,44	3
1935	0,86	1,27	0,97	0,87	1,11	0,70	–	–	0,62	0,57	2
1936	-0,96	-0,02	0,59	-0,78	0,16	0,61	–	–	0,50	0,38	3
1937	-0,21	-0,84	-0,18	-0,43	-0,83	-0,14	–	–	0,30	0,23	3

Normal | Pré-Alerta | Alerta | Emergência I | Emergência II

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 6 – Valores anuais entre 1938 e 1962 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RHJ.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume (V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1938	-0,63	-0,63	-1,08	-0,65	-0,76	-1,04	–	–	0,10	0,08	4
1939	-0,21	-0,63	-0,68	-0,51	-0,81	-0,92	–	–	0,05	0,03	4
1940	1,29	0,73	0,26	1,35	0,64	0,22	–	–	0,57	0,52	2
1941	-0,58	0,53	0,28	-0,40	0,68	0,29	–	–	0,50	0,37	2
1942	-2,06	-1,76	-0,51	-1,80	-1,23	0,03	–	–	0,08	0,06	4
1943	-0,25	-1,49	-1,59	-0,65	-1,44	-1,34	–	–	0,00	0,00	4
1944	-0,64	-0,66	-1,62	-0,77	-0,97	-1,55	–	–	0,00	0,00	4
1945	0,75	0,08	-0,12	0,54	-0,10	-0,44	–	–	0,27	0,20	3
1946	0,41	0,72	0,24	0,46	0,51	0,06	–	–	0,41	0,31	3
1947	0,59	0,60	0,86	0,53	0,50	0,55	–	–	0,53	0,44	2
1948	0,15	0,44	0,53	0,00	0,24	0,31	–	–	0,46	0,34	3
1949	-0,48	-0,28	0,07	-0,51	-0,39	-0,09	–	–	0,27	0,21	3
1950	0,37	-0,11	-0,06	0,31	-0,17	-0,22	–	–	0,34	0,26	2
1951	-1,40	-0,64	-0,84	-1,19	-0,44	-0,67	–	–	0,05	0,04	3
1952	-0,84	-1,57	-1,03	-0,95	-1,41	-0,84	–	–	0,00	0,00	4
1953	-1,25	-1,47	-2,02	-1,43	-1,53	-1,83	–	–	0,00	0,00	5
1954	-1,05	-1,62	-1,83	-1,21	-1,71	-1,84	–	–	0,00	0,00	5
1955	-0,26	-0,92	-1,48	-0,47	-1,07	-1,55	–	–	0,00	0,00	5
1956	0,00	-0,24	-0,79	-0,06	-0,41	-0,90	–	–	0,07	0,05	4
1957	-0,21	-0,21	-0,36	-0,30	-0,32	-0,55	–	–	0,01	0,01	4
1958	-2,19	-1,53	-1,25	-2,00	-1,19	-0,97	–	–	0,00	0,00	5
1959	-0,55	-1,80	-1,59	-0,94	-1,75	-1,45	–	–	0,00	0,00	5
1960	-0,21	-0,58	-1,59	-0,42	-0,90	-1,53	–	–	0,02	0,02	5
1961	0,00	-0,21	-0,52	0,08	-0,29	-0,70	–	–	0,10	0,08	4
1962	-0,26	-0,24	-0,36	-0,24	-0,20	-0,43	–	–	0,06	0,04	4

Normal Pré-Alerta Alerta Emergência I Emergência II

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 7 – Valores anuais entre 1963 e 1987 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RHJ.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1963	0,66	0,23	0,14	0,74	0,27	0,16	–	–	0,38	0,28	2
1964	1,72	1,57	1,17	1,73	1,46	1,06	–	–	0,74	0,71	1
1965	0,11	1,25	1,34	0,31	1,26	1,24	–	–	0,72	0,68	1
1966	-0,43	-0,27	0,81	-0,45	-0,14	0,83	–	–	0,61	0,56	2
1967	0,87	0,29	0,25	0,87	0,28	0,27	–	–	0,69	0,65	1
1968	0,20	0,67	0,30	0,27	0,61	0,25	–	–	0,66	0,62	1
1969	0,27	0,25	0,65	0,09	0,12	0,44	–	–	0,62	0,58	2
1970	-1,05	-0,53	-0,36	-0,87	-0,50	-0,32	–	–	0,50	0,38	2
1971	0,19	-0,60	-0,37	-0,18	-0,70	-0,56	–	–	0,38	0,29	2
1972	-0,57	-0,30	-0,85	-0,56	-0,54	-0,89	–	–	0,16	0,12	3
1973	0,87	0,21	0,23	0,53	-0,03	-0,19	–	–	0,37	0,28	2
1974	2,05	1,95	1,38	2,48	1,93	1,42	–	–	0,82	0,80	1
1975	0,78	1,89	1,99	0,94	2,10	1,87	–	–	0,85	0,84	1
1976	-0,66	0,09	1,29	-0,39	0,36	1,62	–	–	0,74	0,71	1
1977	0,89	0,17	0,54	0,58	0,08	0,46	–	–	0,75	0,72	1
1978	0,38	0,80	0,30	0,35	0,47	0,14	–	–	0,73	0,70	1
1979	-0,38	-0,05	0,43	-0,34	-0,06	0,16	–	–	0,63	0,59	1
1980	-0,07	-0,37	-0,13	-0,11	-0,37	-0,19	–	–	0,57	0,52	1
1981	-0,44	-0,40	-0,59	-0,53	-0,48	-0,62	–	–	0,44	0,33	2
1982	-0,66	-0,81	-0,74	-0,87	-0,95	-0,84	–	–	0,14	0,11	3
1983	-1,71	-1,62	-1,60	-1,48	-1,49	-1,45	–	–	0,00	0,00	4
1984	0,27	-0,89	-1,14	0,15	-0,66	-1,00	–	–	0,18	0,13	4
1985	2,44	1,90	0,91	2,74	2,00	1,35	–	–	0,95	0,95	1
1986	1,17	2,42	2,16	1,60	2,60	2,20	–	–	1,00	1,00	1
1987	-0,13	0,69	1,98	0,05	1,05	2,18	–	–	0,90	0,89	1

☐ Normal ☐ Pré-Alerta ☐ Alerta ☐ Emergência I ☐ Emergência II

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 8 – Valores anuais entre 1988 e 2012 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RHJ.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1988	0,03	-0,13	0,54	0,02	-0,06	0,78	–	–	0,82	0,80	1
1989	1,27	0,86	0,60	1,22	0,75	0,54	–	–	0,94	0,94	1
1990	-0,03	0,82	0,66	0,05	0,76	0,54	–	–	0,85	0,84	1
1991	-0,33	-0,31	0,48	-0,30	-0,24	0,43	–	–	0,75	0,72	1
1992	-0,28	-0,48	-0,45	-0,42	-0,54	-0,47	–	–	0,64	0,60	1
1993	-1,87	-1,41	-1,37	-1,74	-1,22	-1,13	–	–	0,43	0,32	2
1994	0,41	-0,85	-0,89	-0,04	-0,89	-0,97	–	–	0,36	0,27	2
1995	0,68	0,67	-0,31	0,61	0,28	-0,35	–	–	0,53	0,43	2
1996	0,72	0,87	0,90	0,73	0,72	0,48	–	–	0,60	0,55	2
1997	0,05	0,47	0,71	0,06	0,41	0,51	–	–	0,56	0,50	2
1998	-1,48	-0,94	-0,35	-1,29	-0,68	-0,15	–	–	0,28	0,21	3
1999	-0,19	-1,13	-0,92	-0,57	-1,18	-0,89	–	–	0,11	0,08	4
2000	0,63	0,25	-0,54	0,34	-0,17	-0,70	–	–	0,22	0,16	3
2001	-1,06	-0,25	-0,36	-0,82	-0,28	-0,56	–	–	0,01	0,01	4
2002	0,23	-0,56	-0,12	0,04	-0,51	-0,29	0,00	0,00	0,07	0,05	3
2003	-0,26	-0,08	-0,66	-0,28	-0,24	-0,62	0,00	0,00	0,05	0,04	4
2004	1,32	0,73	0,68	1,28	0,68	0,47	0,76	0,76	0,56	0,51	2
2005	-1,09	0,29	0,05	-0,81	0,50	0,20	0,50	0,50	0,36	0,27	3
2006	0,10	-0,68	0,24	-0,11	-0,62	0,27	0,50	0,50	0,27	0,20	3
2007	-0,21	-0,14	-0,72	-0,33	-0,37	-0,73	0,41	0,41	0,13	0,09	3
2008	1,07	0,57	0,47	1,07	0,49	0,26	0,94	0,94	0,53	0,45	2
2009	0,91	1,27	0,92	1,01	1,17	0,78	1,00	1,00	0,66	0,62	1
2010	-1,10	-0,05	0,54	-0,82	0,27	0,66	0,59	0,59	0,54	0,46	2
2011	1,18	0,17	0,61	0,84	0,12	0,53	0,90	0,90	0,63	0,58	2
2012	-1,02	0,21	-0,42	-0,78	0,13	-0,29	0,48	0,48	0,49	0,37	2

Normal | Pré-Alerta | Alerta | Emergência I | Emergência II

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 9 – Valores anuais entre 1913 e 1937 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RMF.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1913	0,84	–	–	0,58	–	–	–	–	0,53	0,48	1
1914	0,83	1,10	–	0,86	0,78	–	–	–	0,53	0,48	1
1915	-2,63	-0,78	-0,13	-1,89	-0,06	0,15	–	–	0,21	0,18	2
1916	-0,07	-1,67	-0,75	-0,84	-1,66	-0,48	–	–	0,08	0,06	2
1917	1,93	1,40	0,17	2,08	1,23	0,59	–	–	0,50	0,42	1
1918	0,09	1,49	1,18	0,11	1,48	0,96	–	–	0,54	0,50	1
1919	-2,36	-1,40	0,33	-1,73	-0,75	0,86	–	–	0,11	0,09	2
1920	-0,05	-1,54	-1,22	-0,84	-1,61	-1,08	–	–	0,04	0,03	2
1921	1,56	1,10	-0,07	1,28	0,51	-0,10	–	–	0,54	0,49	1
1922	0,47	1,41	1,12	0,50	1,02	0,52	–	–	0,55	0,51	1
1923	-0,35	0,02	0,98	-0,16	0,12	0,70	–	–	0,52	0,46	1
1924	1,42	0,81	0,88	1,49	0,90	0,83	–	–	0,52	0,47	1
1925	-0,85	0,54	0,20	-0,84	0,69	0,40	–	–	0,12	0,10	1
1926	0,31	-0,42	0,56	-0,11	-0,66	0,42	–	–	0,32	0,27	1
1927	-0,08	0,08	-0,46	-0,22	-0,33	-0,72	–	–	0,50	0,43	1
1928	-0,89	-0,77	-0,49	-0,89	-0,76	-0,73	–	–	0,12	0,10	2
1929	0,17	-0,57	-0,58	-0,18	-0,73	-0,77	–	–	0,26	0,22	1
1930	-1,04	-0,65	-1,13	-1,11	-0,82	-1,17	–	–	0,04	0,04	2
1931	-0,67	-1,32	-1,01	-0,83	-1,33	-1,14	–	–	0,08	0,06	2
1932	-1,81	-1,81	-2,18	-1,82	-1,63	-1,91	–	–	0,13	0,11	4
1933	-0,01	-1,24	-1,49	-0,59	-1,41	-1,60	–	–	0,05	0,04	2
1934	0,75	0,46	-0,52	0,48	-0,08	-0,70	–	–	0,46	0,39	1
1935	0,79	1,01	0,78	0,92	0,76	0,34	–	–	0,55	0,51	1
1936	-1,40	-0,31	0,16	-1,15	0,12	0,22	–	–	0,26	0,22	2
1937	0,07	-0,95	-0,29	-0,52	-1,11	-0,22	–	–	0,16	0,14	1

Normal | Pré-Alerta | Alerta | Emergência I | Emergência II

Fonte: Elaboração própria

Tabela 10 – Valores anuais entre 1938 e 1962 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RMF.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1938	0,28	0,15	-0,65	0,06	-0,38	-0,86	–	–	0,47	0,39	1
1939	0,01	0,11	0,06	-0,15	-0,18	-0,48	–	–	0,47	0,40	1
1940	1,09	0,74	0,71	1,09	0,58	0,39	–	–	0,54	0,50	1
1941	-1,05	0,14	0,05	-0,46	0,47	0,21	–	–	0,52	0,47	1
1942	-1,60	-1,99	-0,75	-1,60	-1,24	-0,14	–	–	0,05	0,04	2
1943	-0,86	-1,84	-2,22	-1,32	-1,93	-1,68	–	–	0,07	0,06	3
1944	0,17	-0,55	-1,38	-0,31	-1,01	-1,56	–	–	0,25	0,21	2
1945	0,87	0,67	0,07	0,73	0,23	-0,33	–	–	0,51	0,44	1
1946	0,15	0,66	0,58	0,31	0,53	0,21	–	–	0,45	0,38	1
1947	-0,15	-0,10	0,40	0,13	0,15	0,37	–	–	0,50	0,42	1
1948	-0,13	-0,30	-0,23	-0,04	-0,07	-0,01	–	–	0,43	0,36	1
1949	0,39	0,10	-0,08	0,35	0,08	0,01	–	–	0,52	0,46	1
1950	0,48	0,53	0,30	0,79	0,60	0,37	–	–	0,37	0,31	1
1951	-0,76	-0,23	-0,02	-0,57	0,18	0,20	–	–	0,24	0,20	2
1952	-0,17	-0,75	-0,36	-0,32	-0,67	-0,10	–	–	0,38	0,32	1
1953	-1,13	-0,99	-1,34	-1,20	-0,98	-1,14	–	–	0,06	0,05	2
1954	-0,56	-1,30	-1,22	-0,87	-1,40	-1,29	–	–	0,00	0,00	3
1955	-0,17	-0,62	-1,22	-0,40	-0,89	-1,34	–	–	0,13	0,11	2
1956	-0,20	-0,37	-0,70	-0,30	-0,56	-0,94	–	–	0,28	0,23	1
1957	0,08	-0,18	-0,32	0,01	-0,30	-0,53	–	–	0,53	0,47	1
1958	-2,19	-1,33	-1,27	-1,77	-0,85	-0,91	–	–	0,00	0,00	3
1959	0,20	-1,22	-0,99	-0,31	-1,14	-0,91	–	–	0,16	0,14	2
1960	-0,67	-0,40	-1,48	-0,67	-0,72	-1,32	–	–	0,05	0,04	2
1961	0,91	0,18	0,20	0,82	0,17	-0,10	–	–	0,75	0,73	1
1962	0,20	0,71	0,19	0,60	0,76	0,32	–	–	0,51	0,44	1

Normal | Pré-Alerta | Alerta | Emergência I | Emergência II

Fonte: Elaboração própria

Tabela 11 – Valores anuais entre 1963 e 1987 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RMF.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1963	0,84	0,66	1,02	1,09	0,95	1,02	–	–	0,77	0,75	1
1964	1,96	1,96	1,73	2,22	2,01	1,81	–	–	0,99	0,99	1
1965	0,47	1,74	1,87	0,75	1,85	1,87	–	–	0,93	0,93	1
1966	-0,77	-0,24	1,10	-0,63	0,12	1,35	–	–	0,65	0,62	1
1967	0,67	-0,08	0,16	0,52	-0,07	0,24	–	–	0,93	0,92	1
1968	-0,05	0,37	-0,16	0,04	0,25	-0,14	–	–	0,86	0,84	1
1969	0,74	0,42	0,68	0,36	0,13	0,25	–	–	1,00	1,00	1
1970	-0,78	-0,02	-0,12	-0,88	-0,29	-0,32	–	–	0,87	0,86	1
1971	0,79	0,02	0,41	0,06	-0,54	-0,31	–	–	0,92	0,91	1
1972	-0,73	0,05	-0,45	-0,74	-0,48	-0,87	–	–	0,68	0,65	1
1973	1,34	0,53	0,84	1,17	0,45	0,28	–	–	0,94	0,93	1
1974	2,37	2,61	1,94	3,12	2,74	2,18	–	–	0,93	0,93	1
1975	1,01	2,41	2,71	1,44	2,85	2,74	–	–	0,94	0,93	1
1976	-0,28	0,50	1,92	0,10	0,96	2,44	–	–	0,83	0,82	1
1977	1,29	0,73	1,14	1,20	0,78	1,22	–	–	0,90	0,89	1
1978	-0,17	0,80	0,46	0,03	0,74	0,54	–	–	0,82	0,81	1
1979	-0,86	-0,82	0,19	-0,93	-0,59	0,24	–	–	0,50	0,43	1
1980	-0,27	-0,90	-0,90	-0,43	-0,94	-0,77	–	–	0,21	0,18	2
1981	-0,97	-0,97	-1,38	-1,00	-0,98	-1,31	–	–	0,05	0,04	2
1982	-0,28	-0,97	-1,03	-0,69	-1,16	-1,20	–	–	0,09	0,08	2
1983	-1,27	-1,16	-1,61	-1,33	-1,32	-1,62	–	–	0,02	0,02	3
1984	0,75	-0,28	-0,47	0,18	-0,59	-0,89	–	–	0,67	0,64	1
1985	2,00	1,94	1,10	2,36	1,74	1,15	–	–	0,91	0,90	1
1986	1,49	2,43	2,42	2,18	2,71	2,32	–	–	0,91	0,90	1
1987	-0,21	0,95	1,97	0,19	1,60	2,32	–	–	0,80	0,79	1

Normal | Pré-Alerta | Alerta | Emergência I | Emergência II

Fonte: Elaboração própria

Tabela 12 – Valores anuais entre 1988 e 2012 dos índices SPI e SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, e dos índices IE, IS e NM, além da classificação de estado de seca, para a RMF.

Ano	Precipitação (P)			Vazão Afluente (Q)			Volume(V)				
	SPI-12	SPI-24	SPI-36	SRI-12	SRI-24	SRI-36	$IE_{mediana}$	IE_{media}	$IS_{mediana}$	IS_{media}	NM
1988	0,54	0,16	1,03	0,51	0,32	1,42	–	–	0,88	0,86	1
1989	0,78	0,85	0,54	0,94	0,79	0,62	–	–	0,88	0,88	1
1990	-0,71	0,05	0,30	-0,29	0,40	0,45	–	–	0,68	0,66	1
1991	-0,24	-0,77	-0,17	-0,30	-0,49	0,10	–	–	0,50	0,42	1
1992	-0,30	-0,49	-0,89	-0,20	-0,44	-0,59	–	–	0,27	0,23	1
1993	-2,25	-1,72	-1,58	-1,89	-1,07	-1,06	–	–	0,02	0,01	2
1994	1,24	-0,24	-0,44	0,66	-0,25	-0,41	0,95	0,94	0,79	0,77	1
1995	0,96	1,49	0,36	1,16	1,03	0,40	1,00	1,00	0,87	0,86	1
1996	0,80	1,17	1,64	1,16	1,32	1,25	0,94	0,93	0,81	0,79	1
1997	-0,98	-0,08	0,47	-0,70	0,45	0,83	0,50	0,43	0,58	0,54	2
1998	-1,39	-1,81	-0,86	-1,44	-1,38	-0,13	0,12	0,10	-0,06	-0,05	2
1999	-0,46	-1,39	-1,80	-1,04	-1,64	-1,68	0,00	0,00	-0,04	-0,04	2
2000	0,80	0,22	-0,58	0,07	-0,60	-1,14	0,50	0,43	0,70	0,68	1
2001	-0,82	0,01	-0,32	-0,80	-0,50	-0,94	0,48	0,41	0,63	0,60	1
2002	0,69	-0,09	0,36	0,24	-0,37	-0,36	0,92	0,90	0,90	0,89	1
2003	0,48	0,74	0,15	0,44	0,30	-0,14	0,87	0,84	0,86	0,85	1
2004	0,61	0,68	0,90	0,71	0,60	0,48	0,88	0,86	0,86	0,85	1
2005	-0,47	0,05	0,26	-0,43	0,16	0,23	0,44	0,38	0,66	0,63	1
2006	0,49	-0,04	0,27	0,45	-0,04	0,24	0,52	0,45	0,78	0,76	1
2007	-0,43	-0,02	-0,35	-0,27	0,04	-0,26	0,28	0,24	0,58	0,54	1
2008	0,03	-0,38	-0,07	-0,15	-0,38	-0,15	0,47	0,41	0,57	0,53	1
2009	1,69	1,25	0,79	1,86	1,21	0,84	0,96	0,95	0,92	0,92	1
2010	-1,43	0,52	0,38	-0,59	1,09	0,76	0,33	0,28	0,58	0,55	2
2011	0,81	-0,31	0,84	0,55	-0,03	1,01	0,67	0,60	0,71	0,69	1
2012	-1,65	-0,41	-1,18	-1,14	-0,21	-0,53	0,32	0,28	0,09	0,08	2

Normal Pré-Alerta Alerta Emergência I Emergência II

Fonte: Elaboração própria

3.2 ANÁLISE QUANTITATIVA PARA O MONITORAMENTO DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANA

Para a análise quantitativa dos índices de seca, agrupou-se as contingências comparando os estados de seca do IS baseado na mediana dos estoques de água com as classificações de severidade do SPI e do SRI para as escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, além do NM.

Dessa maneira, para uma melhor avaliação dos índices de seca, agrupou-se os estados de Pré-Alerta e Alerta e os Emergência I e II no IS e no NM, chamando os agrupamentos apenas de Alerta e Emergência, respectivamente, e também foi feito um agrupamento dos graus de severidade da seca dos índices SPI e SRI, ficando em conjunto Úmido e D0, D1 e D2, D3 e D4. A Tabela 4 mostrou a associação entre os agrupamentos dos estados e dos graus de severidade de seca.

Com isso, as Tabelas 13 a 15 apresentam os valores calculados da FAR e do POD, considerando-se uma inter-comparação do IS mediano com os índices SPI e SRI,

nas três escalas de tempo em estudo, e com os NM.

Pela Tabela 13, para a RHJ, verifica-se que para o SPI-12 no estado de Alerta o FAR é de 0,73 e o POD é de 0,13, para o SPI-24 tem-se um FAR de 0,59 e um POD de 0,30, para o SPI-36 têm-se um FAR alto, cerca de 0,73, implicando que em 73% das vezes foi estimada a ocorrência do estado de Alerta e ele não ocorreu.

Em relação ao SRI-12, nota-se um baixo POD para os estados de Alerta e Emergência, indicando que a quantidade de acertos dos eventos que efetivamente ocorreram foi de 9% e 11%, respectivamente, ou seja, das vezes que o $IS_{mediana}$ informou o estado de alerta em apenas 9% o SRI concordou, o mesmo é válido para o estado de Emergência, porem para um percentual de 11%. Ainda em relação ao nível de Alerta, tem-se que o FAR atingiu um valor de 85 %, o mais alto dentre os demais índices.

Para o SRI-24 e SRI-36, bem como para o SPI-24 e SPI-36, destacam-se os valores de FAR em ocorrência de estado de Emergência que foram de 0%, indicando que em nenhumas das vezes que o $IS_{mediana}$ afirmou ser Emergência esses índices de seca meteorológica e hidrológica afirmaram que não era.

Ainda com relação a Tabela 13, nota-se que todos os índices mostraram valores de POD iguais ou superiores a 90% para o estado de normalidade em todos os horizontes de tempo em estudo, apontando uma boa capacidade de detecção para esse estado de seca, porém o interesse desse estudo não é esse. Para o estado de Alerta, no SPI, os valores de POD atingiram um máximo de 30% entre as escalas temporais em análise enquanto o FAR atingiu o mínimo de 59% para todos os horizontes temporais em estudo, no SRI, um comportamento similar é verificado. Para o estado de Emergência, tem-se que os índices de seca em geral não tiveram capacidade de detecção maior que 0,20.

Tabela 13 – Valores de FAR e POD para agrupamento das contingências comparando os estados de seca do IS com os do SPI e SRI nas escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, na RHJ.

Índice Sintético (mediana)		SPI12		SPI24		SPI36	
		FAR	POD	FAR	POD	FAR	POD
	Normal	0,45	0,90	0,38	0,98	0,39	1,00
	Alerta	0,73	0,13	0,59	0,30	0,73	0,17
	Emergência	0,43	0,15	0,00	0,19	0,00	0,15
		SRI12		SRI24		SRI36	
		FAR	POD	FAR	POD	FAR	POD
	Normal	0,43	0,92	0,37	0,98	0,36	0,98
	Alerta	0,85	0,09	0,75	0,22	0,76	0,22
	Emergência	0,50	0,11	0,00	0,11	0,00	0,11

Fonte: Elaboração própria.

Através da Tabela 14 para a RMF, obtém-se que das vezes que o IS apontou estado de Alerta, o SPI entrou nesse estado em apenas 5%, para o SPI-12, 16% para o SPI-24 e 21% para o SPI-36, conforme a métrica de verificação POD. Para o estado de Emergência, o POD foi um pouco maior, cerca de 26%, para o SPI-12 e SPI-24. Em relação ao estado Normal, tem-se que o POD é sempre superior a 90%, para todos os horizontes temporais, podendo-se destacar ainda o SPI-36 e o SRI-24 por atingirem o valor ideal, indicando que o estado Normal desses índices está bem correlacionado com o IS.

Para o SRI, ainda com relação a Tabela 14, percebe-se no SRI-12 um baixíssimo POD do nível de Alerta, somente 0,05 ou 5%, e um alto valor de FAR, indicando uma correlação de apenas 6% com o índice de seca IS em análise. Em relação ao nível de Emergência, também foi possível notar um baixo POD, indicando uma capacidade de detecção de eventos de somente 22%. Para as escalas de tempo de 24 e 36 meses, o SRI, apresenta os mesmos valores ideais de FAR e mesma capacidade de detecção para o estado Emergência, para o estado de Alerta o FAR é maior na escala de tempo de maior magnitude.

Pode-se destacar ainda, de uma maneira mais geral, que no estado de Emergência, na maioria dos índices analisados o FAR foi de 0% e no estado Normal ficou em torno de 30% a 45%, mostrando que em estados de seca mais amenos há uma leve tendência de superestimação dos níveis de alerta de seca.

Tabela 14 – Valores de FAR e POD para agrupamento das contingências comparando os estados de seca do IS com os do SPI e SRI nas escalas de tempo de 12, 24 e 36 meses, na RMF.

Índice Sintético (mediana)		SPI12		SPI24		SPI36	
		FAR	POD	FAR	POD	FAR	POD
	Normal	0,33	0,91	0,28	0,98	0,26	1,00
	Alerta	0,93	0,05	0,80	0,16	0,78	0,21
	Emergência	0,14	0,26	0,00	0,26	0,00	0,17
		SRI12		SRI24		SRI36	
		FAR	POD	FAR	POD	FAR	POD
	Normal	0,28	0,95	0,26	1,00	0,30	0,93
	Alerta	0,94	0,05	0,76	0,21	0,79	0,21
	Emergência	0,17	0,22	0,00	0,22	0,00	0,22

Fonte: Elaboração própria.

A Tabela 15 mostra uma inter-comparção entre o IS mediano com o NM tanto para a RHJ como para RMF. Para o Jaguaribe, nota-se uma excelente FAR tanto para o estado de seca Normal como para o de Emergência, atingindo valores bem próximos aos ideais, em relação ao POD no Jaguaribe é possível verificar

valores bastante elevados, principalmente nos estados de Alerta e Emergência, apresentando uma capacidade de detecção de 96% e 85% respectivamente. Para a Metropolitana os valores de FAR e POD foram opostos aos ideais ao se olhar para a categoria de Emergência, isso pode ter ocorrido devido ao aumento da resiliência hidrológica na RMF dadas as configurações adotadas no modelo de operação aqui utilizado.

Tabela 15 – Valores de FAR e POD para agrupamento das contingências comparando os estados de seca do IS com as classificações de severidade do NM nas RHJ e RMF.

Índice Sintético (mediana)		NM(Jaguaribe)	
		FAR	POD
	Normal	0,00	0,62
	Alerta	0,51	0,96
	Emergência	0,04	0,85
		NM(Metropolitana)	
		FAR	POD
	Normal	0,41	0,71
	Alerta	0,76	0,37
	Emergência	1,00	0,00

Fonte: Elaboração própria.

Da avaliação quantitativa, observou-se que os índice de seca baseados em variáveis como precipitação e vazão apresentam alta taxa de falso alarme e baixo poder de detecção, principalmente nos estados associados a uma seca propriamente dita (Alerta e Emergência), indicando que o SPI e o SRI nas escalas utilizadas não representam bem o estado real do sistema hídrico quanto a sua acumulação de água nos reservatórios.

4 CONCLUSÕES

Através da análise das séries históricas de dados de precipitação, vazão e volume por meio de índices de seca meteorológica e hidrológica, como SPI, SRI, IE, IS e NM, feita tanto por métodos quantitativos como qualitativos, concluiu-se que o volume é o tipo de indicador mais apropriado para o estudo de seca à qual impacta na acumulação de água armazenada para múltiplos usos de um hidrossistema. Os índices de seca que tem como dado de entrada o volume são mais adequados para a representação do estado real em que o sistema hídrico, podendo seus limiares servir de gatilho para o disparo de medidas de mitigação de seca.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, T. M. A. **Estudo dos processos de gestão de seca: Aplicação no Estado do Rio Grande do Sul**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 425f., 2010.

AMANAJÁS, J. C. **Uso do método de contingência para análise da eficácia de previsão da precipitação pluviométrica do modelo ETA para o município de Macapá-AP em 2007**. Monografia (Licenciatura Plena em Matemática) – Universidade Federal do Amapá, Amapá, 2008.

BARRA, T. S.; COSTA, J. N. M.; RAO, T. V. R.; SEYDIAMA, G. C.; FERREIRA, W. P. M.; NETO, F.S.D. Caracterização Climatológica da Severidade das Secas do Estado do Ceará – Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.2, p.266-272, 2002.

BORDI, K.; FRAEDRICH, K.; GERSTENGARBE, F. W.; WERNER, P. C.; SUTERA, A. Potential predictability of dry and wet periods: Sicily and Elbe-Basin (Germany). **Theoretical and Applied Climatology**, vol. 77, pp. 125– 138, 2004. DOI: 10.1007/s00704-003-0029-0.

CID, D. A. C.; SOUZA FILHO, F. A.; ARAÚJO JÚNIOR, L. M.; SILVA, S. M. O. Uso de simulação para definição de níveis metas de operação para o reservatório Jucazinho/PE. **In: Anais do XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2014.

CUNHA, R. L. A. **Definição de cenários de referência para avaliação dos impactos das secas**. 2008. 147f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2008.

DOMINGOS, S. I. S. **Análise do índice de seca Standardized Precipitation Index (SPI) em Portugal Continental e sua comparação com o Palmer Drought Severity Index (PDSI)**. Tese (Licenciatura em Meteorologia, Oceanografia e Geofísica Interna) - Faculdade de Ciências, Lisboa, 53f., 2006.

ESTRELA, T.; FIDALGO, A.; PÉREZ, M. A. Droughts and the European water framework directive: Implications on Spanish river basin disctricts. In: Andreu J. et al. (edt.).**Drought Management and Planning for Water Resources**, CRC Press (Taylor & Francis), Boca Raton, Chapter six, 169-191, 2006. ISBN 1-56670-672-6.

HAYES, M. J.; SVOBODA, M. J.; WILHITE, D.A.; VANYARKHO, O. V. **Drought Monitoring The 1996 Drought Using The Standardized-Precipitation Index**. Bulletin American Meteorological Society, v. 80, n. 3, pp. 429-438, 1999.

HEIM JR., R. R. **A** Review of Twentieth-Century Drought Indices Used in the United States. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 83, n. 8, pp. 1149-1165, 2002.

KEYANTASH, J.; DRACUP, J. A. The quantification of drought: An evaluation of drought indices. **Bulletin of the American Meteorological Society**, 83(8), p. 1167–1180, 2002. DOI: 10.1175/1520-0477.

LOHANI, V. K.; LOGANATHAN, G. V. An early warning system for drought management using the Palmer drought index. **Journal of the American Water resources Association**, vol. 33, n. 6, pp. 1375 -1386, 1997.

LORENZO-LACRUZ, J.; VICENTE-SERRANO, S. M.; LÓPEZ-MORENO, J. I.; BEGUERÍA, S.; GARCÍA-RUIZ, J. M.; CUADRAT, J. M. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). **Journal of Hydrology**, 386, pp. 13–26, 2010.

McKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: **8th Conference on Applied Climatology**. American Meteorological Society, Boston, pp. 179-184, 1993.

McKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. Drought monitoring with multiple time scales. In: **9th Conference on Applied Climatology**. American Meteorological Society, Boston, pp. 233-236, 1995.

MOREIRA, E. E.; PAULO, A. A.; PEREIRA, L. S.; MEXIA, J. T. Analysis of SPI drought class transitions using loglinear models. **Journal of Hydrology,** vol. 331, pp. 349– 359, 2006.

PAULO, A. A. Avaliação da homogeneidade regional do clima para caracterização da seca no Alentejo. In: Pereira, L.S., Mexia, J.T., Pires, C.A.L. (eds.). **Gestão do Risco em Secas**. Colibri, Lisboa, pp 73-89, 2010.

PAULO, A. A.; FERREIRA, E.; COELHO, C.; PEREIRA, L. S. Drought class transition analysis through Markov and Log-linear models, an approach to early warning. **Agricultural Water Research Manegement**, vol. 77, pp. 59– 81, 2005. DOI: 10.1016/j.agwat.2004.09.039.

PAULO, A. A.; PEREIRA, L. S. Prediction of SPI drought class transitions using Markov chains. **Water Research Manegement**, vol. 21, pp. 1813– 1827, 2007. DOI: 10.1007/s11269-006-9129-9.

PIRES, C. A. L.; SOUSA, J. M. B. B. Previsão de classes de seca por cadeias de Markov condicionadas por regimes da oscilação de Atlântico Norte e da oscilação Árctica. In: Pereira, L. S.; Mexia, J. T.; Pires, C. A. L. (eds.). **Gestão do Risco em Secas**., Colibri, Lisboa, pp. 209-224, 2010.

SANTOS, J. F.; PULIDO-CALVO, I.; PORTELA, M. M. Spatial and temporal variability of droughts in Portugal. **Water Resources Research**, v. 46, 13pp., 2010.

SCHAEFER, J. T. The Critical Success Index as an indicator of warning skill. **Weather and Forecasting**, nº 5, pp.570-575, 1990.

SHUKLA, S.; WOOD, A. W. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. **Geophysical Research Letters**, v. 35, L02405, 2008. DOI:10.1029/2007GL032487.

STEINEMANN, A. **Drought indicators and triggers: A stochastic approach to evaluation**. Journal of the American Water Resources Association, vol. 39, pp. 1217-1233, 2003.

VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. **A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index – SPEI**. Journal of Climate, v. 23, pp.1696–1718, 2010.

VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LORENZO-LACRUZ, J.; CAMARERO, J. J.; LÓPEZ-MORENO, J. I.; AZORIN-MOLINA, C.; REVUELTO, J.; MORÁN-TEJEDA, E.; SÁNCHEZ-LORENZO, A. **Performance of drought indices for ecological, agricultural and hydrological applications**. Earth Interactions, v. 16, pp. 1–27, 2012.

A GRANDE SECA DE 2014-2015 NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL: COMPREENDENDO AS CARACTERÍSTICAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DE SECA E ESCASSEZ HÍDRICA

Alexandra Nauditt, Lars Ribbe, Daniel Metzke, Joschka Thurner, Rosa Maria Formiga-Johnsson, André Luis de Paula Marques

1. INTRODUÇÃO

Enquanto os desastres causados por inundações tropicais são amplamente tratados em pesquisas relacionadas à água e na gestão de risco, o risco de seca ainda não recebe a devida atenção e geralmente não é tratado adequadamente nas estratégias de gestão da água (UNDP, 2011). No entanto, em comparação com as inundações, as secas são de longe os desastres naturais mais devastadores em termos de perdas econômicas nos trópicos (Adamson & Bird, 2010; Geng et al., 2016; Damiani et al., 2017; ANA, 2017) devendo aumentar sua freqüência no futuro (Erfanian A, Wang G. e Fomenko L., 2017).

As regiões metropolitanas do Rio de Janeiro e sobretudo de São Paulo foram afetadas por uma seca prolongada em seus mananciais de abastecimento, entre o início de 2014 e o final de 2015, com severas implicações para o abastecimento urbano de água, humano e industrial, além de impactos na geração de hidroenergia e na produção agrícola. Em 2014, os reservatórios localizados na parte a montante da Bacia Paraíba do Sul, no Estado de São Paulo, atingiram níveis baixos, provocando um conflito hídrico entre os estados de São Paulo e Rio de Janeiro, que se situa a jusante e é fortemente dependente das águas da Bacia. O conflito se agravou quando o governo de São Paulo propôs a transposição de água de um dos reservatórios de montante (Jaguari) para a Bacia vizinha do Piracicaba, de modo a reforçar o abastecimento da região metropolitana de São Paulo (Jacobina & Advogados, 2014; Formiga-Johnsson et al., 2015).

Na Europa, a pesquisa sobre secas teve grande destaque na literatura hidrológica a partir do final da década de 1990 (Tallaksen e Van Lanen, 2004; Stahl et al., 2011; Van Loon e Van Lanen, 2012) e ainda mais cedo nos EUA, especialmente para regiões áridas e semi-áridas (Wilhite e Glantz, 1985). Como resultado, os tipos de secas foram categorizados como meteorológicos, umidade do solo, hidrológicos, agrícolas e socioeconômicos, que têm sido amplamente discutidos (por exemplo, revisões de Van Loon, 2015 e de Mishra e Singh, 2010). Um conceito crucial para os propósitos deste estudo é a "propagação da seca" (Tallaksen e Van Lanen, 2004), que aborda a avaliação de processos de captação contribuindo para a geração de vazão e controlando a evolução de baixos fluxos (Van Loon e

van Lanen 2012; Van Loon e Lahaa, 2015; Stoelzle et al., 2014). Embora as secas meteorológicas sejam avaliadas através da análise da precipitação e de outros parâmetros climáticos, a compreensão das secas hidrológicas requer informações sobre os níveis de descarga e de água subterrânea, bem como sobre os processos de propagação relacionados com a captação. No entanto, para localidades tropicais com escassez de dados, existe uma grande lacuna de pesquisa em relação a estudos de seca em geral e à compreensão de como as características da bacia afetam a suscetibilidade à seca e sua recuperação. Também não está claro até que ponto as secas podem ser atribuídas à superexploração humana, à operação de reservatórios de hidrelétricas ou a processos relacionados à captação e à variabilidade climática (Nauditt et al., 2017; Firoz et al., 2018). Assim, metodologias para avaliar o risco de seca espacial e sazonal, em regiões tropicais com dados escassos de captações, são urgentemente necessárias.

Além disso, as estratégias de gestão da seca devem basear-se em um conhecimento abrangente sobre as características da seca que dependem da bacia e do clima, bem como sobre o papel do uso antrópico da água. No âmbito do projeto ADAPTA sobre a gestão do risco climático de seca, financiado pelo CNPq, em colaboração com a Agência de Bacia Hidrográfica AGEVAP, esta pesquisa buscou fornecer informações relevantes para o aprimoramento da gestão da seca na bacia do Paraíba do Sul.

Portanto, o objetivo geral deste estudo foi avaliar as características espaço-temporal da seca da bacia do rio Paraíba do Sul e desenvolver estratégias adequadas de manejo da seca em escalas adequadas. Os objetivos específicos foram: 1) analisar anomalias de secas meteorológicas e hidrológicas e obter escalas adequadas de avaliação de seca; 2) determinar o início da seca hidrológica, sua severidade e duração nas sub-bacias e no rio principal da bacia do Paraíba do Sul em todo o seu gradiente latitudinal; 3) separar o impacto dos usos antrópicos da água da propagação da seca hidrológica relacionada com o armazenamento hidroclimático e de captação; 4) desenvolver cenários para avaliar o impacto das atividades humanas na severidade da seca; e 5) sugerir uma estratégia de gestão de secas para a agência AGEVAP da bacia hidrográfica, com base em indicadores adequados para as sub-bacias e unidades de gestão de seca.

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio Paraíba do Sul (57.600 km²) abastece usos múltiplos de água em seu território – que abrange os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro – e também fora dos limites da bacia por meio de duas transposições (para a Bacia do Guandu e a Metrópole do Rio de Janeiro e para a Bacia do Piracicaba e a Metrópole de São Paulo). A topografia da região atinge 2.785 m na parte a montante da Serra da Mantiqueira, enquanto uma grande parte do rio principal corre ao longo de uma depressão em altitudes variando de 800 a 200

m (Figura 1). O clima varia espacialmente entre um clima tropical úmido e seco (Aw) (Peel et al., 2007) na parte inferior da bacia, com uma precipitação média anual de aproximadamente 1.200 mm, uma estação seca no inverno de 3 a 5 meses e uma temperatura média mensal superior a 18 ° Celsius. Nas partes média e superior da bacia tem-se um clima continental úmido (Cf) (IBGE, 2014), com uma curta estação seca de 1 a 3 meses em altitudes de até 800 m. Acima dessa altitude, com precipitação média anual de aproximadamente 2.000 mm, não ocorre estação seca (Ovalle et al., 2013). Apesar das altas índices de precipitação, a elevada demanda por recursos hídricos tem gerado conflitos crescentes em torno da alocação de água em anos de baixa pluviosidade.

Figure 1 - Bacia do Paraíba do Sul (topografia, rede fluvial e estações hidro-meteorológicas). O desvio na barragem de Santa Cecília é mostrado na área circular.

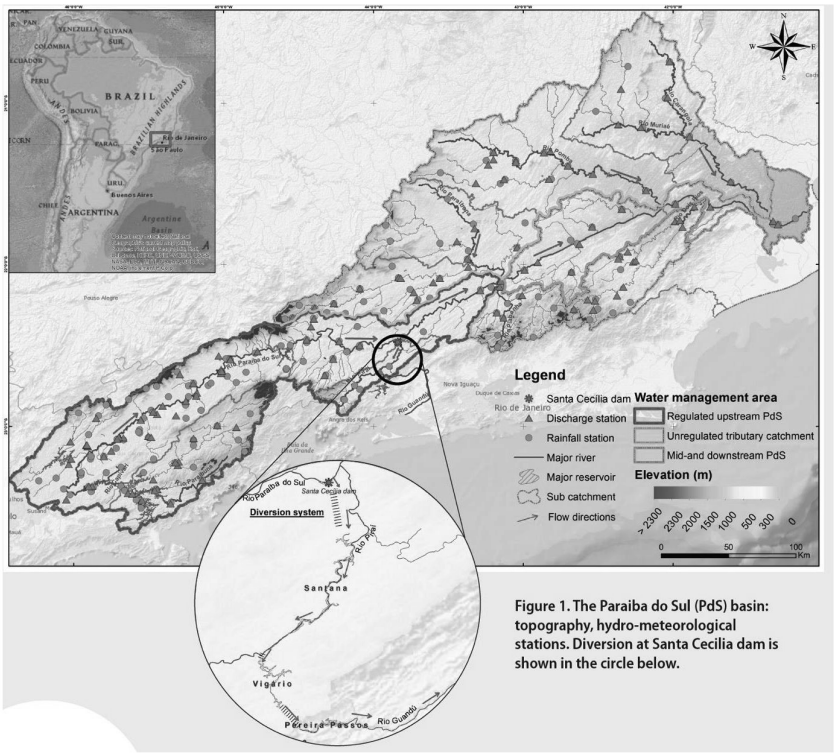


Figure 1. The Paraiba do Sul (PdS) basin: topography, hydro-meteorological stations. Diversion at Santa Cecilia dam is shown in the circle below.

2. DADOS E MÉTODOS

2.1. DADOS

Séries temporais climáticas e hidrológicas (1935-2016) foram obtidas pela

Agência Nacional de Águas (ANA) e pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Dados de demanda, captação de água e vazão de retorno foram obtidos no banco de dados da ANA (2016b) e da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério de Desenvolvimento Urbano. Os valores diários de vazão a jusante dos reservatórios e no rio Paraíba do Sul em Santa Cecilia foram adquiridos do SIGA-CEIVAP (CEIVAP, 2016; Metzke, 2017).

2.2. MÉTODOS

- *Caracterização da seca: Abordagem de padronização*

Para avaliar a gravidade e frequência históricas da seca meteorológica e hidrológica, foram utilizadas abordagens padronizadas de níveis diários de seca .

Avaliou-se a severidade, sazonalidade e duração dos períodos históricos de seca aplicando o Índice de Precipitação Padronizado (SPI) e seu índice de descarga padronizada equivalente (SDI) (McKee et al., 1993) ao registro hidroclimático (série 1935-2016 de descarga SDI; série 1986-2016 SPI) (Figura 1). Os valores mensais de precipitação e descarga foram ajustados a uma distribuição de probabilidade Gamma para definir a relação entre probabilidade e precipitação. A probabilidade cumulativa da série temporal para cada escala de tempo do mês é determinada e padronizada para ter uma média de zero e uma variância unitária. Uma vez que a relação de probabilidade para precipitação é estabelecida a partir dos registros históricos, a probabilidade de qualquer ponto de dados de precipitação observado é calculada e usada juntamente com uma estimativa da inversa normal para calcular o desvio de precipitação para uma densidade de probabilidade normalmente distribuída, de modo que a média do SPI / SDI para a localidade e período desejado seja zero. Os valores positivos de IDS / IDE indicam que a precipitação ou escoamento médio é maior que a mediana e os valores negativos indicam que a precipitação ou escoamento são menores que a mediana. O SPI é um índice amplamente utilizado para caracterizar a seca meteorológica em várias escalas de tempo. Em escalas de tempo curtas (SPI 1-3), o SPI pode estar relacionado à precipitação e umidade do solo, enquanto que, em escalas de tempo maiores (SPI 6-12), o SPI pode ser relacionado à vazão, à água subterrânea e ao armazenamento do reservatório, dependendo das configurações locais. Os SPIs de um mês, dois meses, três meses, seis meses, nove meses e doze meses foram calculados para todas as sub-bacias, comparados e apresentados de acordo com a classificação na Tabela 2. O SDI é usado para evidenciar a anomalia hidrológica extrema no rio principal a jusante dos reservatórios.

Tabela 1: Valores SPI e SRI em relação à classificação de seca (Mc Kee et al., 1993)

Valores de SPI	Valores de SRI	Condições de Seca
-0.25 to -0.49	-0.25 to -0.49	Seca fraca
-0.5 to- 0.99	-0.5 to- 0.99	Seca moderada
-1.0 to -1.44	-1.0 to -1.44	Seca severa
-1.45 to -1.99	-1.45 to -1.99	Seca muito severa
-2.0 and less	-2.0 and less	Seca extrema

- ***Caracterização da seca: A abordagem do limiar para avaliar a seca hidrológica em uma escala diária***

A abordagem do limiar (Zelenhasíc e Salvai, 1987) é amplamente utilizada para determinar a seca hidrológica em regiões onde a vazão é geralmente maior que zero (Tallaksen et al., 2009; van Huijgevoort et al., 2012; van Loon e van Lanen, 2012). Sung e Chung, 2014). Esta define eventos de seca com base em um valor limite e fornece informações sobre seu início, duração e severidade (Stahl, 2011). A abordagem do limite diário de variáveis (Hisdal et al., 2004) com base nas curvas de duração do fluxo (FDCs) tem sido aplicada para determinar os períodos de seca hidrológicas. Utilizou-se o percentil 90 (Q_{90} / da CDF como o limiar da variável diária, que é obtido a partir dos 365 valores diários prévios de vazão (Fleig et al., 2006; Wanders et al., 2015).

- ***Modelagem da escassez de água sob diferentes cenários de operação de energia hidrelétrica, frequência e duração de seca***

Para avaliar o papel da operação do reservatório e das práticas de alocação de água, o modelo "Sistema de Avaliação e Planejamento da Água (WEAP)" foi estabelecido e calibrado para toda a bacia hidrográfica na escala mensal (Metzke, 2017). O WEAP é um modelo de análise e gestão de sistemas hídricos amplamente utilizado, compreendendo um módulo conceitual, semi-distribuído de chuva-vazão/escoamento e módulos de alocação/demanda de água desenvolvido pelo Instituto de Meio Ambiente de Estocolmo (the *Stockholm Environment Institute* - SEI) (Yates et al., 2005). Uma descrição detalhada do processo abrangente de calibração é ilustrada em Metzke, 2017.

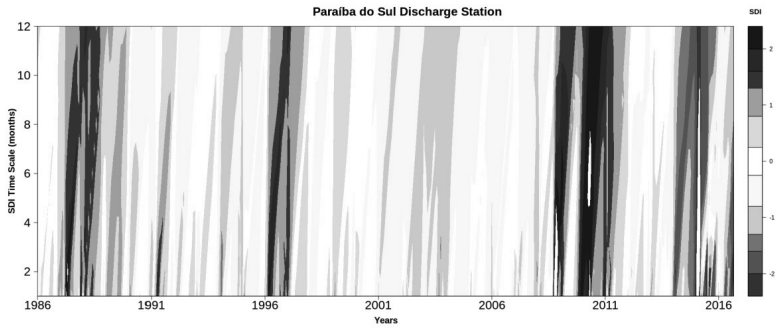
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. SECA HIDROLÓGICA

Para ilustrar a excepcionalidade da seca no período de 2014-2015, a Figura 2 mostra a forte anomalia de vazão durante aquele período na estação fluvio-

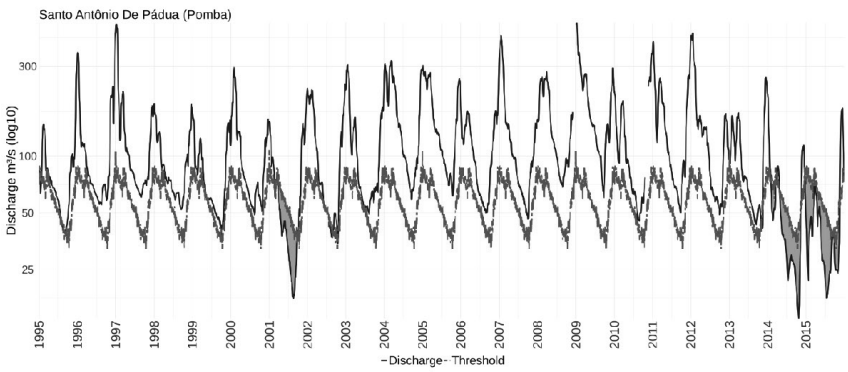
métrica "Paraíba do Sul", localizada a jusante dos principais reservatórios e de importantes pontos de captação. Este mostra o déficit permanente (<0) ao longo dos dois anos em comparação com o período de referência 1935-2016 em todas as escalas de tempo da SDI.

Figura 2: Valores do índice de descarga padronizado (SDI) (McKee, 1993) em todas as escalas de tempo mensais para a estação fluviométrica " Paraíba do Sul" entre os anos de 1935-2016. Valores negativos estão em amarelo e as partes em vermelho indicam anomalias de seca hidrológica.



Para avaliar a anomalia da seca em uma escala diária, aplicou-se o método de limiar de variação diária (Tallaksen et al, 2004) no ponto de captação da sub-bacia de Pomba (Figura 3). O rio Pomba é um importante afluente do rio Paraíba do Sul (Figura 1). A Figura 3 mostra quatro períodos de déficit importantes durante o inverno (estação seca) 2001-2002; primavera (estação seca / chuvosa) 2014/2015, verão 2014/2015 (estação chuvosa) e inverno 2015 (estação seca). O déficit é calculado como período e o déficit abaixo do limiar de baixo fluxo do 10º percentil com base em todo o registro da série temporal.

Figura 3: Visão geral sobre o início da seca, severidade (déficit de volume) e duração com base no método do limiar de variáveis diárias (Q90) mostrado a partir de 1995-2016, limiar de variável diária calculado para todo o período (1935-2016)



Ambos os índices de seca fornecem uma indicação confiável sobre o nível de anomalia em comparação com as condições "normais". No entanto, para entender as implicações de tal anomalia para uma região, ecossistema ou sociedades, é preciso incorporar a demanda no cálculo do limiar (Fleig et al., 2006).

3.2. VARIAÇÃO ESPACIAL EM EVENTOS DE SECA, DURAÇÃO E GRAVIDADE

Analisou-se a variação espacial da severidade e frequência da seca meteorológica e hidrológica em toda a bacia. As Figuras 4 e 5 fornecem uma visão sobre o início, a duração e a gravidade dos eventos de seca no período de 2014 e 2015 em sub-bacias selecionadas do Paraíba do Sul. Enquanto a estação "São Luís do Paraitinga" está localizada na parte montanhosa e mais conservada a montante da bacia, o "Paraíba do Sul" é o rio principal mais a jusante; Pomba é uma sub-bacia mais rural com um reservatório e a sub-bacia do rio Muriaé é rural e sem grandes captações. A Figura 4 mostra que o período deficitário começou mais cedo na parte a montante da bacia, enquanto no Noroeste (Muriaé) a anomalia de seca da bacia foi mais forte no final de 2014 e início de 2015. A IDH mostra uma anomalia hidrológica permanente de valores abaixo -1,5 em todas as regiões em uma escala mensal, indicando uma redução geral dos sistemas de captação durante esse período.

Figura 4: SPI mensal e SDI calculados para todo o período de observação.

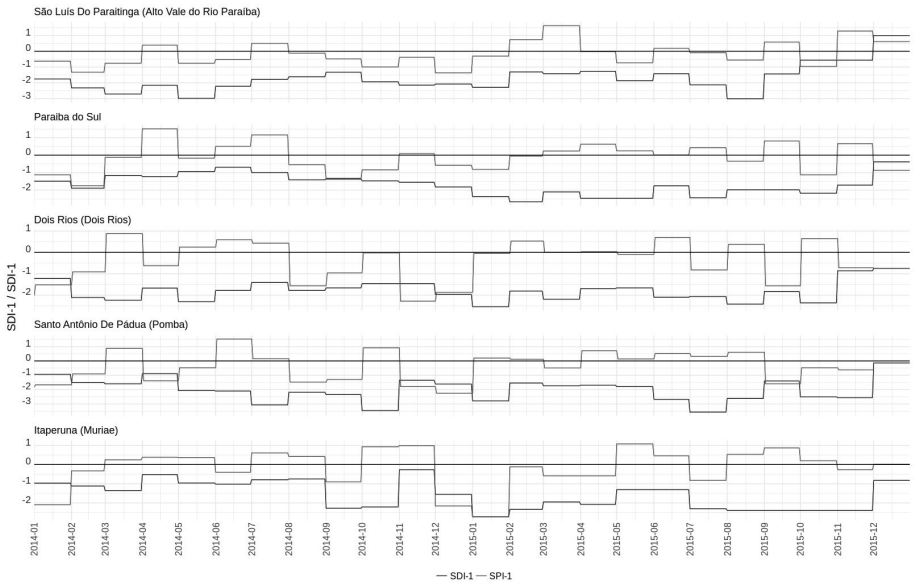


Figura 5: Limite diário de variáveis (Q90) e descarga (log-scale) para a seca 2014-2015 (calculado para todo o período de observação)

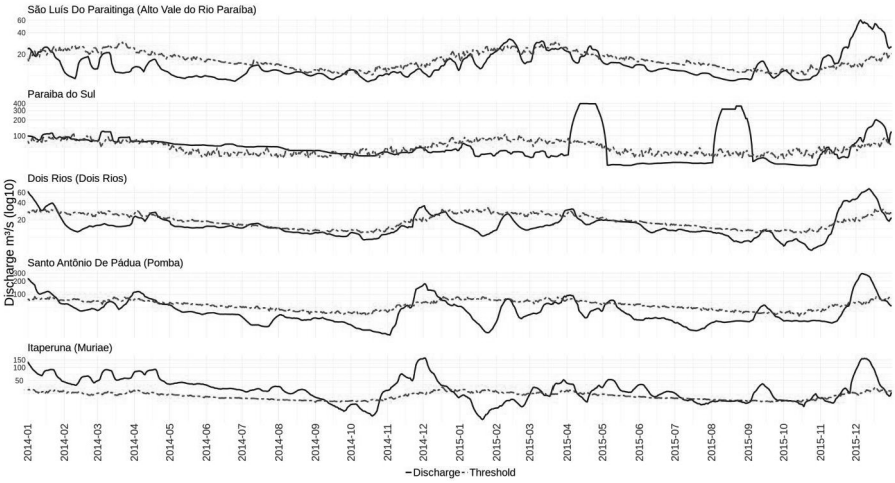


Tabela 2: Gravidade e duração da seca na Bacia Paraíba do Sul, em trechos e sub-bacias selecionadas

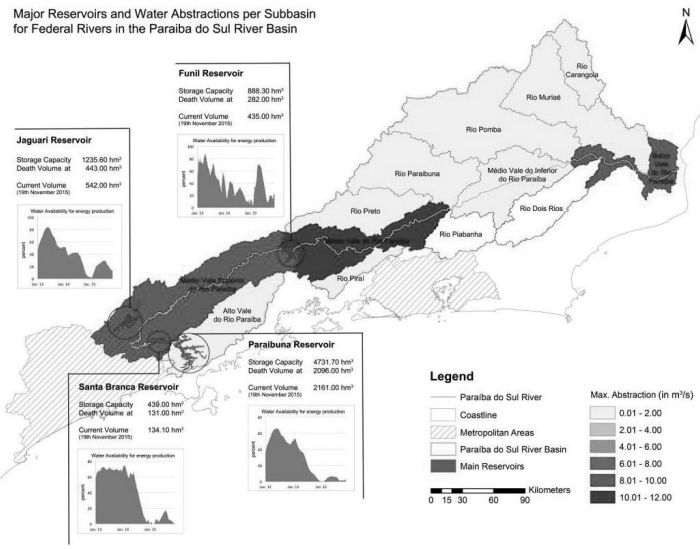
Estação	Volume total de déficit (m^3/s)	Eventos de Seca	Duração Total (dias)	Dias abaixo do limiar (dias)	Menor vazão (m^3/s)
São Luís Do Paraitinga (Montante)	2371	13	592	544	7.8
Buquirinha (Montante)	691	11	597	571	2.42
Dois Rios (Sub-bacia do rio Dois Rios)	3126	11	623	594	5.66
Santo Antônio De Pádua (Sub-bacia do rio Pomba)	13301	10	623	588	10.42
Itaperuna (Sub-bacia do rio Muriaé)	1492	12	278	240	3.75
Cardoso Moreira (Sub-bacia do rio Muriaé)	4776	19	497	459	9.76

3.3. IMPACTOS DA OPERAÇÃO DO RESERVATÓRIO E ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA SECA

A bacia Paraíba do Sul é amplamente regularizada por mais de 120 usinas hidrelétricas (Ioris, 2008; Metzke, 2017). As transposições de água da bacia para as regiões metropolitanas de São Paulo e sobretudo Rio de Janeiro têm um papel vital para os dois mais importantes centros econômicos do Brasil. Até dois terços da vazão do rio Paraíba do Sul (entre 119 e 160 m^3/s) são desviados para fora da bacia hidrográfica, que abastece 85% da área metropolitana do Rio de Janeiro e indústrias de grande porte na Bacia do Guandu (Formiga-Johnsson, Kumler & Lemos, 2007). Desde março de 2018, são igualmente transpostos 5,13 m^3/s do reservatório de Jaguari, na parte montante da bacia Paraíba do Sul, para a Metrópole de São Paulo por meio do Sistema Cantareira/Bacia do rio Piracicaba.

A Figura 6 mostra a demanda de água por bacia (ANA, 2016), os principais reservatórios e a redução do armazenamento nos reservatórios da Bacia Paraíba do Sul.

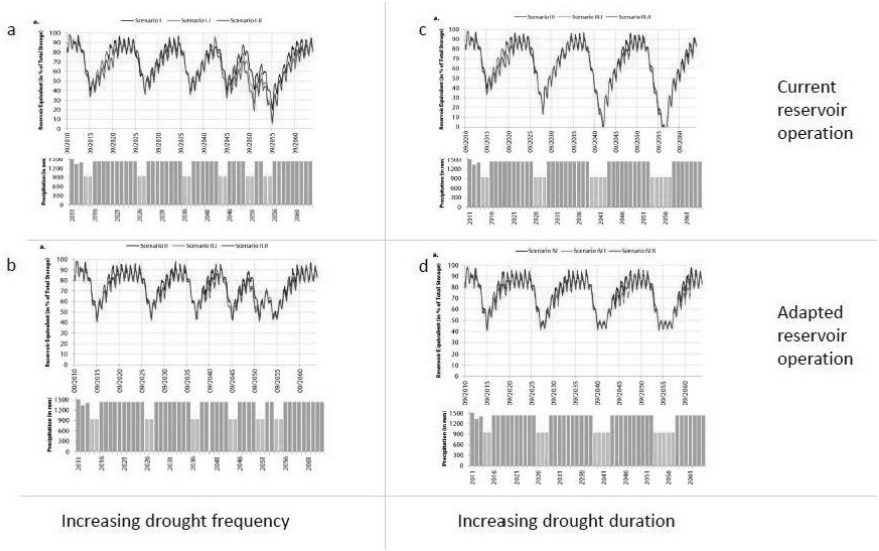
Figura 6: Principais reservatórios, captações de água por sub-bacia e volume armazenado do reservatório entre 2013-2015 (Metzke, 2017)



O modelo WEAP foi estabelecido e calibrado para toda a bacia do rio Paraíba do Sul, incorporando 40 sub-bacias (Metzke, 2017). O modelo aborda modificações humanas no sistema hidrológico como grandes reservatórios (hidrelétricos) e suas regras operacionais, desvios de água e grandes captações. Diferentes cenários para demanda de água, frequência de seca e duração foram desenvolvidos para simular o armazenamento e descarga do reservatório na barragem de

Santa Cecília. A Figura 7 mostra o armazenamento simulado do reservatório para quatro cenários de extremos de seca: um com maior frequência de seca (esquerda) e outro com maior duração de seca (direita) com base no ano mais seco de 2014. Ambos foram combinados com cenários de diferentes práticas de alocação de água. Os cenários 'a' e 'c' incluem uma vazão fixa de 190 m³ / s no rio Paraíba do Sul na altura de Santa Cecília, incluindo a vazão transposta para a Bacia do Guandu, o possível desvio para São Paulo na época da simulação, que veio a se concretizar em 2018, e a demanda adicional de água na bacia. Os cenários 'b' e 'd' incorporam uma alocação de água mais adaptativa à seca, com volumes variáveis desviados para o Guandu e captações adicionais. Os resultados mostram que, sob uma estratégia harmonizada de alocação de água, a escassez de água pode ser evitada mesmo sob condições extremas de duração e frequência de seca.

Figura 7: Quatro cenários simulados de seca: manutenção da operação atual do reservatório para maior freqüência de anos secos (a) e maior duração da seca (b) ou aplicação da operação do reservatório adaptativo para maior freqüência de anos secos (c) e maior duração da seca (d).



4. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo fornecem uma visão geral sobre as características espaço-temporal heterogêneas da seca de 2014-2015 em toda a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul e proveem informações úteis para apoiar a tomada de decisão e orientar atores estratégicos tais como a Agência da Bacia do rio Paraíba do Sul - AGEVAP.

Concluímos que a bacia pode ser dividida em três grandes unidades de gestão de secas: (a) a parte a montante, que é fortemente regularizada por reser-

vatórios de hidroenergia e transposições; (b) as sub-bacias tributárias mais rurais com pouca capacidade de armazenamento; e uma região a jusante que depende de (a) e (b).

A severidade da seca meteorológica e hidrológica foi mais forte na parte a montante no início de 2014 e nas regiões a jusante no início de 2015. Em toda a bacia, a anomalia hidrológica foi mais forte em comparação com o déficit de precipitação, o que pode ser atribuído ao uso da água (grandes captações e transposições) na bacia. As abordagens de índices padronizados são ferramentas úteis para fornecer indicadores de alerta de seca. No entanto, a avaliação do risco de seca deve abordar as vulnerabilidades espaciais e setoriais e a demanda projetada de água.

Com base no risco (perigo + vulnerabilidade) particular a cada região de estudo, os limiares dos indicadores devem ser identificados. Concluímos que são necessárias estratégias individuais de gerenciamento de secas para cada uma das regiões de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA [Agência Nacional de Águas] (2017). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017. Relatório pleno. Brasília: ANA.

Adamson, P., Bird, J., 2010. The Mekong: a drought-prone tropical environment? International Journal of Water Resources Development (26), pp. 579–594.

CEIVAP, 2014, Plano lntegrado de Recursos Hidricos da Bacia Hidrografica do Rio Paraiba do Sui e Pianos de Accao de Recursos Hfdricos das Bacias Afluentes. Tomo II., http://ceivap.org.br/conteudo/relatorio-diagnostico-rp6-tomo2.pdf

CEIVAP, 2016, SIGA-CEIVAP. Sistema de lnformacoes GeogrMicas e Geoambientais da Bacia HidrogrMica do Rio Paraiba do Sul., http://sigaceivap.org.br/siga-ceivap/saibaMais

Erfanian A, Wang G, Fomenko L., 2017. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. Sci Rep. 2017;7(1):5811. doi:10.1038/s41598-017-05373-2

Fleig, A. K., Tallaksen, L. M., Hisdal, H., and Demuth, S.: A global evaluation of streamflow drought characteristics, Hydrol.Earth Syst. Sci., 10, 535–552, https://doi.org/10.5194/hess-10-535-2006, 2006.

Formiga-Johnsson, R. M., Farias Junior, J. E. F., Costa, L. F., Acserald, M. V. (2015). Segurança hídrica do Estado do Rio de Janeiro face à transposição paulista de águas da Bacia Paraíba do Sul: relato de um acordo federativo. Revista Ineana (Revista técnica do Instituto Estadual do Ambiente, RJ), v. 3, p. 48-69.

Formiga-Johnsson, R. M., Kumler, L., Lemos, M. C. (2007). The politics of bulk water pricing in Brazil: lessons from the Paraíba do Sul basin. Water Policy, v. 9, p. 87.

Hayes, M., Svoboda, M., Wall, N., Widhalm, M. (2011) The Lincoln Declaration on Drought Indices: Universal Meteorological Drought Index Recommended, Bulletin of the American Meteorological Society, 92(4), 485-488. DOI: 10.1175/2010BAMS3103.1.

Hisdal, H., Tallaksen, L. M., Clausen, B., Peters, E., Gustard, A. (2004) Hydrological Drought Characteristics, Tallaksen, L.M. & Lanen, H.A.J., van eds. Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater, Developments in Water Science, 48, Amsterdam, Elsevier Science B.V.,139-198.

Hollinger, S. E., Isard, S. A., Welford, M. R. (1993) A new soil moisture drought index for predicting crop yields, Preprints, Eighth Conf. on Applied Climatology, Anaheim, CA, American Meteorology Soc., 187–190.

Ioris (2008) The limits of integrated water resources management: a case study of Brazils Paraba do Sul River Basin, http://sspp.proquest.com/archives/vol4iss2/0803-007.ioris.html, accessed: 10.10.2014.

Jacobina, D. and Advogados, G. (2014) Dispute on water supply: a federal crisis. http://www.internationallawoffice.com/Account/Register.aspx?ReturnUrl=http%3a%2f%2fwww.internationallawoffice.com%2fNewsletters%2fDetail.aspx%3fg%3d40bec1fa-6812-4f11-a8aa-565849d819eb, accessed on 12.11.2014.

McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration of time scales. Presented at the Eighth Conference on Applied Climatology, Anaheim, CA. Am. Meteorol. Soc., 179–186.

McKee, T. B., Doesken, N. J., Kleist, J. (1995) Drought monitoring with multiple time scales, Presented at the Eighth Conference on Applied Climatology, Dallas, TX. Am. Meteorol. Soc., 233–236.

Metzke, 2017. Drought Impact Modeling- An Evaluation of the Resilience of the Water Supply System of the Paraiba do Sui River Basin, using WEAP. Thesis to Obtain the Degree of MSc, Cologne Technical University of Applied Sciences, supervised by Lars Ribbe and Juan Ramirez, 07.02.2017

Mishra, A. K., and Singh, V. P. 2010. A review of drought concepts, Journal of Hydrology, 391, 202–216, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.07.012.

Nauditt, A., Firoz, ABM, Viet, T. Q., Fink, M., Stolpe, H., and Ribbe, L. 2017b. Hydrological drought risk assessment in an anthropogenically impacted tropical catchment, in: Land Use and Climate Change Interactions in Central Vietnam: LUCCi, Nauditt, A., and Ribbe, L. (Eds.), Springer Book Series: Water Resources and Development, ISBN 978-981-10-2623-2.

Nauditt, A., and Ribbe, L. (Eds.), 2017. Land Use and Climate Change Interactions in Central Vietnam (LUCCi), Springer Book Series: Water Resources

and Development, ISBN 978-981-10-2623-2; http://www.springer.com/de/book/9789811026232#aboutBook

Nauditt, A. Metzke, D., Ribbe, L., 2017. Spatio-temporal drought characteristics of the tropical Paraiba do Sul River Basin and responses to the Mega Drought in 2014-2016, Geophysical Research Poster, Vol. 19, EGU2017-18124-2, 2017

Navuth, T. (2007) Drought Management in the Lower Mekong Basin, MRC, Vientiane.

Prudhomme, C., Giuntoli, I., Robinson, E. L., Clark, D. B., Arnell, N. W., Dankers, R., Fekete, B. M., Franssen, W., Gerten, D., Gosling, S. N., Hagemann, S., Hannah, D. M., Kim, H., Masaki, Y., Satoh, Y., Stacke, T., Wada, Y., Wisser, D. (2014) Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment, Proc. Natl. Acad. Sci, 111(9), 3262–3267.

Shafer, B. A., Dezman, L. E. (1982) Development of a Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought conditions in snowpack runoff areas. Preprints, Western Snow Conference, Colorado State University, 164-175.

Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L. M., van Lanen, H. A. J., Sauquet, E., Demuth, S., Fendekova, M., and Jódar, J., 2010. Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of nearnatural catchments, Hydrol. Earth Syst. Sci., 14, 2367–2382, doi:10.5194/hess-14-2367-2010.

Tallaksen, L.M. and Van Lanen, H.A.J., 2004. Introduction. In: Tallaksen, L.M. & Lanen, H.A.J., van eds. Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater. Developments in Water Science, 48. Amsterdam, Elsevier Science B.V.

Tallaksen, L. M., Hisdal, H. and Van Lanen, H. A. J. 2009. Space-time modelling of catchment scale drought characteristics. Journal of Hydrology 375, 363, 372.

Tallaksen, L. M., Madsen, H., Hisdal, H. (2004) Frequency Analysis, Tallaksen, L. M., van Lanen, H. A. J., eds. Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater, Developments in Water Science, 48, Amsterdam, Elsevier Science B.V.

Tatli , H. Türkes, M. (2011) Empirical Orthogonal Function analysis of the palmer drought indices, Journal of Agricultural and Forest Meteorology, 151, 981–991.

Terink, W., Immerzeel, W. W., Droogers, P. (2011) Drought Monitoring and Impact Assessment in the Mekong River Basin, FutureWater report 104. Prepared for Mekong River Commission, Wageningen, The Netherlands.

Trenberth, K. E., Dai, A., van der Schrier, G., Jones, P. D., Barichivich, J., Briffa, K. R., Sheffield, J. (2014) Global warming and changes in drought, Nature Clim. Change 4 (1), 17–22.

UCL (2012) Global Drought Monitor, University College London, Department of Space and Climate Physics, Aon Benfield, UCL Hazard Research Centre.

UNDP (2011) Mainstreaming Drought Risk Management - a primer, UNON Printshop, Nairobi United Nations Office at Nairobi (UNON), Publishing Services Section, ISO 14001:2004-certified/March 2011.

UN-ISDR (2009) Drought Risk Reduction, Framework and Practices: Contributing to the Implementation of the Hyogo Framework of Action. Geneva: UN--ISDR.

Van Loon, A. F., et al. (2011). Propagation of drought through the hydrological cycle, WATCH Tech. Rep. 31, Wageningen Univ., Netherlands. [Available at http://www.eu-watch.org/publications/technical-reports].

Van Loon, A. F., and H. A. J. Van Lanen, 2012. A process-based typology of hydrological drought, Hydrol. Earth Syst. Sci., 16(7), 1915–1946, doi:10.5194/hess-16–1915-2012.

Van Loon, A. F., Gleeson, T., Clark, J., van Dijk, A. I. J. M., Stahl, K., Hannaford, J., Di Baldassarre, G., Teuling, A. J., TALLAKSEN, L. M., Uijlenhoet, R., Hannah, D. M., Sheffield, J., Svoboda, M., Verbeiren, B., Wagener, T., Rangecroft, S., Wanders, N., and van Lanen, H. A. J. 2016. Drought in the Anthropocene, Nature Geosci, 9, 89–91, doi:10.1038/ngeo2646, 2016.

Van Loon, A. F., Van Lanen, H. A. J. (2013) Making the distinction between water scarcity and drought using an observation-modeling framework, WATER RESOURCES RESEARCH, 49, 1483–1502, doi:10.1002/wrcr.20147, 2013.

Van Loon, A. F., Laaha, G., (2015) Hydrological drought severity explained by climate and catchment characteristics, Journal of Hydrology, doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.059

Vogt, J. V., Safriel, U., Maltitz, G. v., Sokona, Y., Zougmore, R., Bastin, G., Hill, G. (2011) Monitoring and Assessment of Land degradation and desertification: towards new conceptual and integrated approaches, Land Degradation and Development, 22: 150–165 (2011).

Wanders, N.; Van Lanen, H.; Van Loon, A.; 2010, WATCH Technical Report No. 24; INDICATORS FOR DROUGHT CHARACTERIZATION ON A GLOBAL SCALE; available at http://www.eu-watch.org/publications/technical--reports.

Wanders, N., Wada, Y. (2014) Human and climate impacts on the 21st century hydrological drought, J. Hydrol., doi:10.1016/j.jhydrol.2014.10.047. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.047

Ward, F. (2014) Economic impacts on irrigated agriculture of water conservation programs in drought, J. Hydrol., 508, 114-127.

Wilhite, D. A., Sivakumar, M. V. K., Wood, D. A., Svoboda, M. D. (2000) Early Warning Systems for Drought Preparedness and Drought Management, Proceedings of an Expert Group Meeting held in Lisbon, Portugal, 5-7 September, Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.

Wilhite, D. A., Svoboda, M. D. (2000) Drought Early Warning Systems in the Context of Drought Preparedness and Mitigation, Early Warning Systems for Drought Preparedness and Management, Proceedings of an Expert Group Meeting, 5-7 September 2000, Lisbon, Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.

AVALIAÇÃO DO RISCO DE SECA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL COM ESCASSEZ DE DADOS: O CASO DA SUB-BACIA DO RIO MURIAÉ

Alexandra Nauditt
Hamish Hann
Kerstin Stahl
Lars Ribbe
Rosa Maria Formiga-Johnsson
André Luis de Paula Marques
Rodrigo Werner
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Secas são um fenômeno recorrente em regiões tropicais e espera-se que se tornem mais frequentes e severos no futuro (Seneviratne et al., 2012; Erfanian A., Wang G. & Fomenko L., 2017). A região Sudeste do Brasil foi afetada por uma seca de longa duração durante o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2015, com fortes impactos sobre o abastecimento urbano, o setor hidroelétrico e a produção agrícola. Áreas rurais foram extremamente impactadas devido à ausência de infraestrutura de armazenamento de água, dependendo fortemente da agricultura de sequeiro e da produção pecuária.

O risco de seca em bacias tropicais ainda não é completamente compreendido nem é geralmente incorporado de maneira adequada nas estratégias de gestão de águas (Nauditt et al., 2017). Monitores de secas usuais são principalmente baseados em índices mensais padronizados, índices de vegetação ou umidade do solo derivados de imagens de satélite com frequências de duas semanas, os quais não são adequados para aplicação em bacias tropicais de rápida resposta, onde uma anomalia de seca em poucos dias pode afetar a criação de gado e a produção agrícola de sequeiro.

Embora eventos de secas sejam essencialmente provocados por condições climáticas áridas, outros fatores como as características da bacia e seus processos hidrológicos associados, e os usos antrópicos de água, desempenham um papel importante na evolução de eventos de baixas vazões e de secas hidrológicas. Portanto, faz-se urgentemente necessário uma metodologia para avaliação do risco de eventos danosos em escala espacial e sazonal em bacias tropicais com dados escassos.

No entanto, ainda mais desafiador é a avaliação da vulnerabilidade à seca e os impactos a ela relacionados (Knutson et al., 2009), que são necessários para a compreensão de onde e em que época do ano devemos reduzir a vulnerabilidade contra os perigos da seca (Wilhite et al., 2000; Stahl et al., 2016; Bachmair et

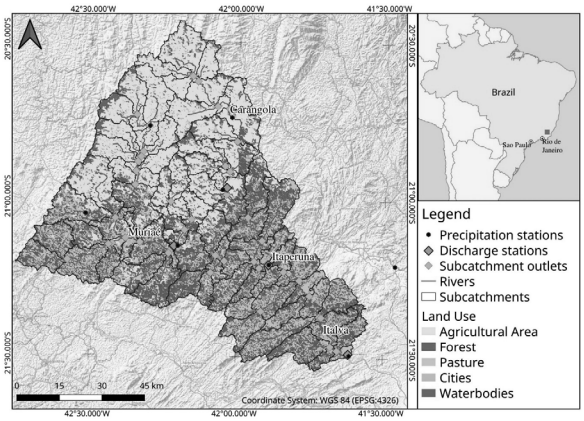
al. 2016; Blauhut et al., 2016). A principal restrição é a disponibilidade local de informações sobre os impactos. A exposição espacial à seca é geralmente estimada pela avaliação de conjuntos de dados matriciais *opensource* que exibem a exposição espacial em termos de densidade populacional, pecuária e de cultivo, assim como indicadores socioeconômicos, demográficos e de infraestrutura (Carrão, Naumann & Barbosa, 2016; Naumann et al., 2019).

O objetivo geral do presente estudo é, portanto, identificar locais de maior risco de seca em bacias tropicais rurais com escassez de dados. Os objetivos específicos são avaliar os perigos de seca particulares ao local de estudo, compreender a vulnerabilidade espacial e setorial relacionada à seca e analisar e visualizar a distribuição espacial do risco de seca na bacia do rio Muriaé, um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Paraíba do Sul, no sudeste brasileiro.

2. REGIÃO DE ESTUDO

Abrangendo os territórios dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, a sub-bacia do rio Muriaé tem uma área de 8.292 km² na porção nordeste da bacia hidrográfica Paraíba do Sul e abastece cerca de 100.000 habitantes. Com seu clima fortemente sazonal de savana tropical (Peel et al., 2007) e um gradiente de elevação de 10 a 2000 m acima do nível do mar, a região é propensa a extremos hidrometeorológicos como inundações e secas, que afeta também a porção a jusante da Bacia Paraíba do Sul, denominada de "Baixo Paraíba do Sul". Sua geologia é dominada por granitos e gnaisses formados no contexto geotectônico do Cinturão Ribeira, incluindo domínios distintos, orto-granulitos, meta-sedimentares e rochas metavulcânico-sedimentares, e sequências fraturadas de diferentes granitóides e sedimentos soltos dominantes na planície de inundação inferior, levando a alta permeabilidade e menos chuvas atingindo o curso do rio principal, o que aumenta o risco de seca hidrológica em comparação com a parte a montante. A bacia rural é caracterizada por encostas com pasto para produção pecuária. Os principais usos da terra são: 65% de pasto, 20% de floresta, 9% de agricultura e 2,3% de áreas urbanas (Künne et al., 2016). Os problemas ambientais têm sido o desmatamento (desde o século 19 para plantações de café), deslizamentos de terra, erosão e acidentes relacionados à mineração de bauxita com implicações devastadoras para a qualidade da água.

Figure 1: A bacia do rio Muriaé, sua localização no Brasil, topografia, rede de drenagem, estações fluviométricas e pontos de simulação de vazão (*subcatchements outlets*).

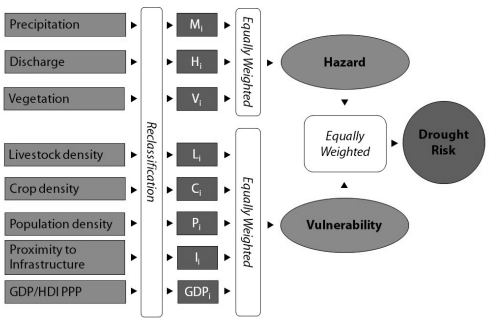


3. METODOLOGIA E DADOS

Para analisar o risco de seca, utilizamos uma abordagem que considera o risco como uma combinação de ameaça e vulnerabilidade (UN-ISDR, 2009; Ribbe et al., 2012; Stahl et al., 2016; Blauhut et al., 2016). A ameaça indica a duração acumulada de secas meteorológicas e hidrológicas, bem como a susceptibilidade relacionada à vegetação. Devido à ausência de registros sistemáticos de impacto (Stahl et al., 2016; Bachmair et al. 2016; Blauhut et al., 2016), a vulnerabilidade é descrita utilizando-se de informações típicas de exposição (Carrão, H; Naumann, G.; Barbosa, P. 2016, 2016; Naumann et al., 2018) como o dano potencial que uma seca pode causar sobre determinados setores socioeconômicos.

A figura a seguir ilustra a metodologia global aplicada neste estudo:

Figure 2: Metodologia global, variáveis de entrada e indicadores de seca.



3.1 AMEAÇAS DE SECA

Os índices a seguir foram utilizados para avaliar os riscos hidrológicos, meteorológicos e relacionado à vegetação:

Índice hidrológico Hi: duração acumulada da seca reclassificada em sete categorias de severidade (Tabela 1). Devido à ausência de estações fluviométricas espacialmente distribuídas na bacia do rio Muriaé (Figura 1), o modelo chuva-vazão SWAT2012 foi calibrado (Neitsch et al., 2011) e utilizado para simulação das vazões de saída de 93 subbacias.

Índice meteorológico MI: Duração acumulada da seca reclassificada em sete categorias de severidade. Número de eventos >= 5 dias abaixo de 0.5 mm de precipitação (Chirps v2.0).

Índice baseado na vegetação VI: severidade da seca reclassificada em sete categorias de valores VCI para o evento mais seco de toda a bacia (Julho 2015).

Dados

Dados de precipitação: Estimativa de precipitação por satélite (SRE) Chirps v2.0 para o período de 2000-2015. Seleção baseada em análise de ponto a ponto (Baez-Villanueva et al., 2018) e modelagem chuva-vazão (modelos SWAT e TUW) de diversas SREs (Nauditt et al., 2018).

Dados de vazão: 4 estação fluviométricas (ANA, 2017) para a calibração do SWAT 2012. Simulação da vazão de 93 sub-bacias (SWAT 2012)

Vegetação: MODIS MOD13Q13, composição NDVI de 16 dias e 250m, Julho de 2015.

Antes da reclassificação, os conjuntos de dados foram reamostrados utilizando o método dos vizinhos de forma a compatibilizar diferenças na resolução dos pixels das bases de dados.

A tabela a seguir descreve a classificação do indicador de ameaça:

Tabela 1: Classificação e nível dos índices de ameaça. Quanto mais alto for o valor do nível, maior será a ameaça.

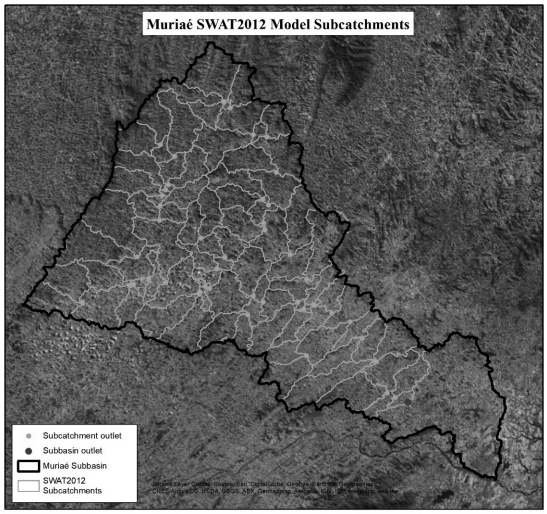
Indicador de perigo	Classificação	Nível
H_i	7	1
	8	2
	9	3
Limiar de vazão	10	4
	11	5
(>=5 dias abaixo da variável diária Q_{20})	12	6
	13	7
M_i	< 245	1
	245-265	2
	265-285	3
Limiar de precipitação	285-305	4
	305-325	5
(0.3 mm >= 5 dias)	325-345	6
	> 345	7

V_i índice de condição de Vegetação (VCI)	> 50	1
	40-50	2
	30-40	3
	20-30	4
	10-20	5
	< 10	6

3.2 AMEAÇA DE SECA HIDROLÓGICA

O índice hidrológico Hi é definido como a duração acumulada e reclassificada em sete categorias de severidade (Tabela 1). Como os dados disponíveis para as quatro estações fluviométricas na bacia do Muriaé (Figura 1) não permitem a estimação do processo de propagação espacial da seca, o modelo chuva-vazão SWAT2012 foi calibrado (Neitsch et al., 2011) e a vazão de saída de cada uma das 93 subbacias simulada. O método do limiar da variável diária (Tallaksen et al., 1997) foi aplicado a série temporal de vazões simuladas para definir o risco hidrológico local de eventos de seca danosos em cada vazão de justante. Foi utilizado agrupamento para remover dias únicos cuja vazão foi maior que o limiar por menos de 20%. De forma a obter informação sobre a variação espacial do risco de eventos danosos, foi avaliado o número de eventos de seca, definidos como mais do que cinco dias consecutivos com vazões abaixo do limiar do vigésimo percentil (Tallaksen et al., 1997; Fleig et al., 2006), aplicado as quatro séries temporais de vazões observadas e às séries temporais de vazões para as 93 subbacias simuladas (Figura 3).

Figure 3: As 93 subbacias delineadas pelo modelo hidrológico SWAT2012. O ponto de saída azul escuro é a estação de monitoramento utilizada como a saída da Bacia do rio Muriaé devido **à** geologia cárstica mais a jusante.



Calibração do SWAT para Muriaé utilizando dados do CHIRPSv2.0 para o período 2000-2010. O modelo foi validado pela simulação por mais cinco anos de dados (2011-2015).

Dados

Precipitação: CHIRPv2.0 = dados médios diários calculados para cada subbacia

Temperatura: IDW = dados calculados para cada subbacia utilizando temperaturas máximas e mínimas do INMET

PET: SWAT estimou PET utilizando o método de Hargraves através da entrada da tmáx e tmín

Vazões: Dados de estações da ANA

Uso do solo: CoHidro dados obtidos no RBIS (classifica o uso do solo na bacia em sete classes, sendo agricultura a classe dominante seguida por floresta)

Solo: SoilGrids dados (SoilGrids.org) com resolução de 250m com sete perfis de profundidade. Três níveis de generalização para reduzir o número de tipos de solo individuais e reduzir o número de HRUs (Unidades Hidrológicas de Resposta) produzidas pelo SWAT.

Foi utilizado o ArcSWAT para delinear a bacia em 93 subbacias.

A calibração foi realizada pela implementação da técnica PSO (*Particle Swarm Optimisation*) utilizando o algoritmo hydroPSO, desenvolvido por Zambrano-Bigiarini & Rojas (2013). O hydroPSO algoritmo, executado através da linguagem R (R Core Team, 2016), foi escolhido devido a ser especificamente desenvolvido para realizar análise de sensibilidade e calibração de qualquer modelo hidrológico, portanto tornando-o um método ideal de calibração para comparação efetiva da performance de diferentes modelos. HydroPSO funciona considerando cada rodada do modelo como uma partícula do enxame. Para cada partícula, hydroPSO utiliza o conjunto de parâmetros de calibração do modelo definido pelo usuário e atribui valores aleatórios dentro dos intervalos de parâmetros (também definidos pelo usuário). O desempenho das vazões simuladas para cada partícula é então avaliado utilizando a função objetivo GOF, e a velocidade e direção da partícula é atualizada. Essa etapa contínua até atingir o número máximo de iterações definida pelo usuário, e então o conjunto ótimo de parâmetros é retornado. Dessa forma, hydroPSO busca melhorar as funções GOF tentando iterativamente melhorar o valor dos conjuntos de parâmetros (Zambrano-Bigiarini & Rojas, 2013).

A calibração SWAT foi realizada utilizando 50 partículas e 200 iterações para um total de 10.000 rodadas do modelo. Foi utilizado lnNSE como função objetivo GOF para comparar as vazões simuladas com às observadas no ponto de saída da bacia. O período de calibração foi de 1997-2010 com três anos utilizados

como período de aquecimento (lnNSE calculado para o período de 2000-2010). O conjunto de parâmetro ótimos obteve um InNSE = 0,8 para o período de calibração. hydroPSO registra os valores dos parâmetros e a saída simulada para cada rodada do modelo. Um valor limiar foi definido e as simulações que obtiveram um valor de lnNSE acima desse limiar foram usadas para calcular os percentis 2,5 e 97,5 do distribuição cumulativa para cada ponto simulado. O número de rodadas do modelo com um valor de InNSE > 0,6 foi de 8349. Os percentis representam a incerteza de previsão de 95% para todas as variáveis na função objetivo (95PPU = intervalo de incerteza nas vazões simuladas). A precisão da calibração pode ser analisada pela porcentagem da banda de 95PPU que engloba os dados observados de vazão (p-factor). Uma segunda métrica para avaliar a precisão é o fator d (d-factor), que representa a razão entre a distância média entre a 95PPU superior e a inferior, e o desvio padrão dos dados observados. Um equilíbrio entre os dois garante o agrupamento da maioria dos dados dentro do 95PPU, enquanto busca a menor faixa de incerteza possível. Para ser considerado uma boa calibração e considerar todas as incertezas, foi exigido que mais do que 90% dos dados observados dentro do intervalo 95PPU e um fator d <=1 (Abbaspour et al.,2017). Foi obtido os seguintes valores de performance para os períodos de calibração e validação:

p-factor = 0.81 (p*orcentagem das observações contidas na banda de 95PPU)*

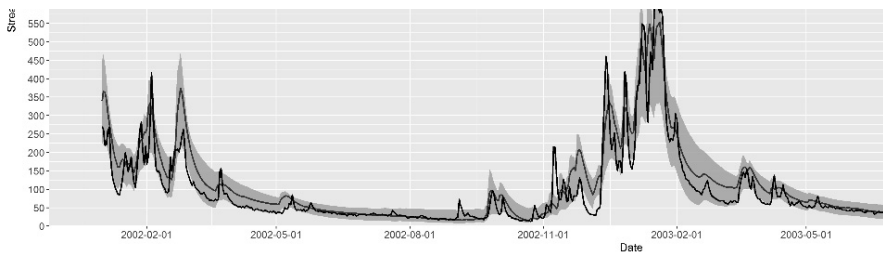
d-factor = 0.70 (razão entre a distância média entre o intervalo superior e inferior da banda de 95PPU e o desvio padrão dos dados observados)

lnNSE calibração = 0.81

lnNSE validação = 0.68

A figura 4 ilustra a performance do hidrógrafo para o período seco de 2001-2002. Observando especificamente as baixas vazões, nota-se um *tradeoff* na simulação de baixas e altas vazões

Figura 4: Desempenho do hidrógrafo para baixas vazões do SWAT, 1/2002-12/2003



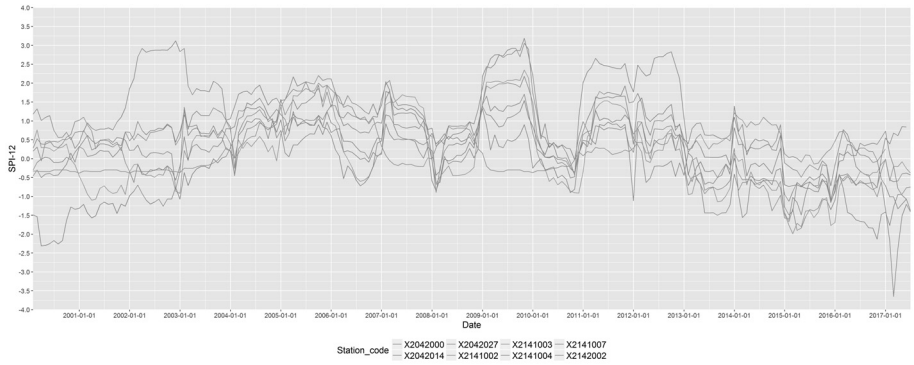
3.3 AMEAÇA DE SECA METEOROLÓGICA

O índice Mi é definido pelo número de dias secos consecutivos. Para avaliar a ameaça de seca meteorológica, observamos o número de períodos com valores de precipitação abaixo de 0.3 mm por mais de 5 dias consecutivos. Foi selecionada a resolução de grade de 0.05° x 0.05° para dados de precipitação diária do CHIRPSv2 (Funk, 2015) após a avaliação de diferentes conjuntos de dados de precipitação em uma análise ponto a ponto (Baez-Villanueva et al., 2018), modelagem hidrológica (Nauditt et al., 2018) e aplicação de limiar para cada série temporal do pixel para o período de estudo.

3.4 AMEAÇA DE SECA RELACIONADA À VEGETAÇÃO

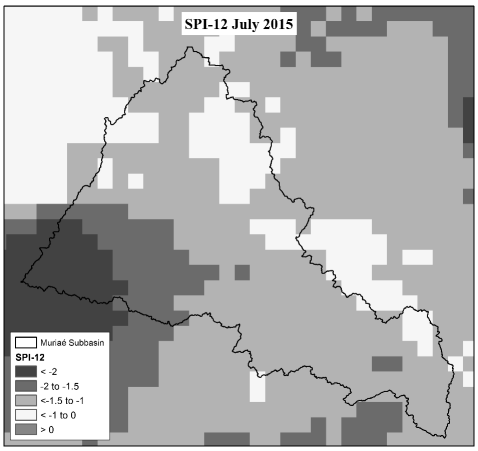
O índice Vi é definido pela condição de vegetação no mês mais seco da bacia. Para compreender a variação espacial da suscetibilidade à seca relacionada à vegetação, foi utilizado o Índice de Condição de Vegetação (VCI) (Kogan et al., 1995; Quiring & Ganesh, 2009; Dutta et al., 2015) para avaliar a composição de 16 dias de imagens NDVI MODIS MOD13Q1 com resolução de 250m. Foi identificado julho de 2015 como o mês mais seco registrado, com base no SPI 12 da série temporal de precipitação observada em estações na bacia e no seu entorno (Figura 5). A figura 5 mostra que em julho de 2015, sete das oito estações de observação dentro e próximas à bacia do Muriaé apresentaram valores abaixo de zero, e três das oito estações, valores abaixo de -1.

Figura 5: SPI-12 calculado para todas as estações de observação situadas dentro e no entorno da Bacia do rio Muriaé (2000-2018).



Anomalias fortes em toda a bacia também são mostradas no mapa do SPI-12 baseado no Chirps v2.0 para o mesmo mês de julho de 2015 (Figura 6).

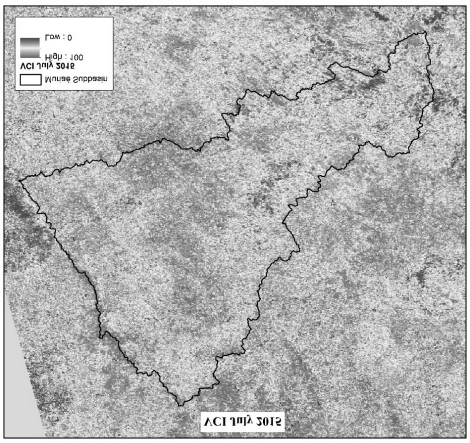
Figure 6: SPI-12 para julho de 2015 na Bacia do Muriaé. Calculado usando dados CHIRPSv2 de 1981-2017.



O índice de seca relacionado à vegetação (V_i) é estabelecido pela avaliação inversa dos valores de VCI para cada pixel (Tabela 1). Em contraste com o H_i e M_i, V_i e VCI possuem correlação negativa com valores entre 50% e 100% indicando condições de vegetação ricas em umidade, valores entre 50% e 35 % condições secas e valores abaixo de 35% condições secas severas (Kogan, 1995).

A Figura 7 apresenta valores de VCI para cada Pixel na Bacia do rio Muriaé com cores vermelho e amarelo indicando anomalias de seca agrícola.

Figure 7: VCI para julho de 2015, calculado utilizando dados NDVI para o período de 2000-2017.



4. VULNERABILIDADE

Utilizou-se cinco indicadores socioeconômicos para representar a vulnerabilidade espacial à seca na bacia do Muriaé. Os conjuntos de dados em ponto de grade foram avaliados de acordo com um sistema de níveis baseado na classificação de dados relacionada à seca. Antes da reclassificação, os conjuntos de dados foram reamostrados utilizando o método dos vizinhos de forma a compatibilizar diferenças na resolução dos pixels das bases de dados. Quanto maior o valor do nível, maior a vulnerabilidade à seca (Tabela 2).

Foi utilizado a seguinte equação para definir a vulnerabilidade a seca:

Tabela 2: Classificação de vulnerabilidade, níveis e fonte de dados.

Indicador	Classificação	Nível	Fonte de dados
L_i Densidade pecuária (cabeça por km^2)	> 25	1	Gridded Livestock of the World (GLW); Robinson et al., 2014
	25 – 50	2	
	51 – 100	3	
	> 100	4	
C_i Área de cultivo (% área)	0-0.1	1	Global Agricultural Lands 2000, Ramankutti et al, 2008.
	0.1-0.2	2	
	0.2-0.5	3	
	0.5-1	4	
P_i Densidade populacional (pessoa/pixel)	<50	1	GHS Population Grid 2015; CIESIN, 2015
	50-200	2	
	200-500	3	
	500-1500	4	
	>1500	5	
I_i Proximidade à infraestrutura (km)	< 100	1	Major roads, CIESIN, 2013
	100 - 1000	2	
	> 1000	3	

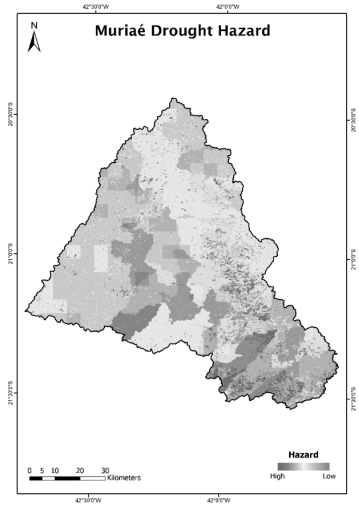
GDP_i PIB (milhões USD)	<1	5	GriVulnerability dded global GDP/HDI, Kummu et al., 2018
	1-2	4	
	2-5	3	
	5-20	2	
	>20	1	

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. AVALIAÇÃO DA AMEAÇA DE SECA

A figura 8 apresenta a ameaça de seca na Bacia do rio Muriaé. A ameaça é maior na parte sudoeste do trecho jusante da bacia. Resultados detalhados sugerem que esse fato pode ser atribuído a uma maior frequência de secas hidrológicas na parte cárstica jusante e à maior frequência de secas meteorológicas. A ameaça de seca é também importante na região noroeste devido aos índices mais baixos de precipitação e às características da vegetação, mais secas que o normal.

Figura 8: Ameaça de seca na Bacia do rio Muriaé, ponderando igualmente a frequência hidrológica, meteorológica e de ameaça de seca relacionada à vegetação



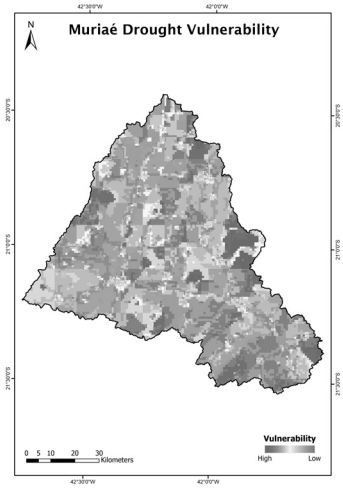
Para obter uma ponderação igual, o número de indicadores de ameaça deve ser igual ao número de indicadores de vulnerabilidade. Dessa forma, atualizou-se a metodologia incluindo um índice de umidade do solo ou definindo duas

classes de intensidade de secas (moderada e severa) para déficits de precipitação: >= 10 dias com chuva abaixo de 0,3 mm (severa) e >= 5 dias com chuvas abaixo de 0,3 mm (moderada). Alternativamente, eventos moderados de seca poderiam ser definidos como um SPEI12 entre -1,0 e -1,99 e secas severas como um SPEI < -2,0 (Blauhut et al., 2015; Naumann et al., 2018). No entanto, para as regiões tropicais, o SPI pode ser adequado, pois o SPEI é relevante para regiões secas por considerar anomalias de temperatura e evapotranspiração (Vicente-Serrano S.M., Beguería S. and López-Moreno J. I. 2010). Além disso, dados de evaporação (potencial) são escassos e altamento incertos na Bacia do Muriaé.

5.1 ANÁLISE DA VULNERABILIDADE À SECA

Informações sobre a vulnerabilidade espacial à seca idealmente devem refletir a ocorrência cumulativa de danos a setores e locais. Para compensar a ausência de tais informações, foi utilizado conjuntos de dados globais por ponto de grade relacionados aos principais setores da região. A Figura 9 apresenta o resultado, indicando a vulnerabilidade à seca na Bacia do rio Muriaé. Nota-se que a região rural é fortemente vulnerável à seca, o que pode ser atribuído a um conjunto de fatores: alta densidade de terras agrícolas e pecuárias; baixo PIB da população rural; longas distâncias à infraestrutura de reservação de água; e expansão de áreas urbanas.

Figure 9: Mapa de vulnerabilidade à seca da Bacia do Muriaé, produzido por meio da ponderação igual dos cinco indicadores proxy para exposição e vulnerabilidade.



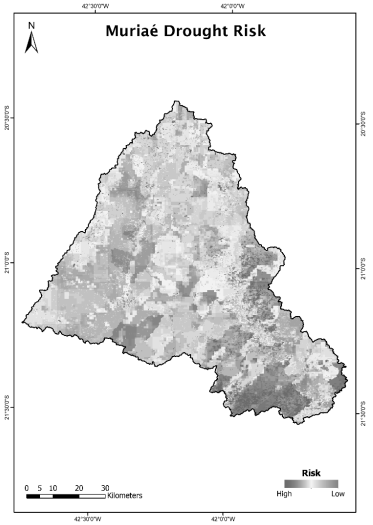
Conjuntos de dados globais geralmente possuem baixa resolução, com células da grade muito grosseiras para serem usadas na avaliação da vulnerabilida-

de à seca em escala regional. Foi desejado desenvolver conjuntos de dados que representassem informações locais fornecidas pelos tomadores de decisão. Estes poderiam incluir a ocorrência cumulativa de desastres por seca por município (Relatório de Gestão sobre as datas dos decretos já reconhecidos pelo Ministério da Integração 2003-2017), custos de gestão de desastres por município (municípios do CEMADEM), redução de população por municipio (%) (IBGE, 2017), ocorrência de incêndios florestais (CEMADEN), perdas de gado por municipio (n º / ano / estação), redução da produção agrícola (produção de leite, cana de açucar, café ...) (toneladas por ano) (CONAB), porcentagem da população dependente da agricultura (%), produção de produtos agrícolas por área (toneladas / km²) e a porcentagem de pessoas conectadas a rede de abastecimento.

5.2 RISCO À SECA

A figura 10 ilustra o risco à seca na Bacia do rio Muriaé. O risco à seca é muito alto na parte baixa da Bacia, especialmente na região sul, devido à combinação de alto risco e alta vulnerabilidade nesses locais. A região nordeste - mais árida e também mais vulneravél - apresenta maior risco de seca do que a região oeste da Bacia, que é mais úmida e menos vulnerável.

Figura 10: Mapa de Risco à Seca da Bacia do rio Muriaé. Produzido por meio da ponderação igual dos valores de ameaça e vulnerabilidade à seca para cada pixel.



Devido a ausência de dados de impacto, foi utilizado variáveis relacionadas à exposição para refletir a vulnerabilidade. Um conjunto de dados de impacto

(Stahl et al., 2016), no entanto, permitiria a aplicação de modelos de regressão logística binários (BLMs) (Blauhut et al., 2016) ou ainda uma abordagem de florestas aleatórias (Breiman, 2001; Bachmair et al., 2016) para avaliar a probabilidade de ocorrência de uma seca.

6. CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS

A Bacia do rio Muriaé foi afetada por uma série de secas severas desde 2014. Para evitar mais danos, medidas de adaptação à seca precisam ser concebidas e implementadas. Para tomar decisões sobre onde aplicar tais medidas, é indispensável construir um conhecimento sólido sobre o risco espacial e sazonal da seca. Com este objetivo, este trabalho combinou informações relacionadas tanto às ameaças quanto às vulnerabilidades de seca, de modo a obter uma avaliação do risco de seca na bacia de estudo. Outras demandas de pesquisa foram identificadas tais como a estruturação de um banco de dados de impactos de seca, que possa ser utilizado na avaliação de vulnerabilidade.

Uma vez validado com informações independentes e testado com a percepção das partes interessadas, o mapa final de risco poderá ser uma contribuição valiosa para o planejamento regional por parte dos gestores de recursos hídricos que lidam com a gestão do risco de desastres causados por secas na Bacia.

Pode-se concluir que a metodologia de avaliação de risco aqui apresentada, focada em áreas rurais e com escassez de dados, oferece uma solução holística inovadora, cientificamente embasada, para prover conhecimento aos tomadores de decisão na gestão do risco de seca em áreas rurais tropicais de toda a bacia do rio Paraíba do Sul e em outras bacias hidrográficas.

The Muriae basin has been affected by a number of severe droughts since 2014. To avoid further damages, drought adaptation measures need to be carried out. To take decisions about the location of such measures, a sound knowledge about the spatially and seasonally distributed drought risk is indispensable. To obtain such information, we combined drought hazard and vulnerability related information to assess drought risk in the Muriaé basin in southeast Brazil. The presented risk assessment methodology for data scarce and rural areas offers a holistic, science based and innovative solution to provide relevant drought related information to decision makers. Further research demand has been identified as the establishment of a drought impact database, to be used in the vulnerability assessment. After validating the final risk map with independent information and testing it against stakeholder perception, it will be a valuable contribution to regional planning by water management institutions dealing with the control of future drought disasters in tropical rural areas in the entire Paraiba do Sul basin and elsewhere.

REFERÊNCIAS

Abbaspour, K.C., J. Yang, I. Maximov, R. Siber, K. Bogner, J. Mieleitner, J. Zobrist, R. Srinivasan.2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/

alpine Thur watershed using SWAT. Journal of Hydrology, 333:413-430.

AghaKouchak, A., Feldman, D., Hoerling, M., Huxman, T., and Lund, J., 2015. Water and climate: Recognize anthropogenic drought, Nature, 524, 409–411, https://doi.org/10.1038/524409a

Bachmair, S., Svensson, C., Hannaford, J., Barker, L. J., Stahl, K. 2016. A quantitative analysis to objectively appraise drought indicators and model drought impacts. Hydrology and Earth System Sciences, 2016; 20: 2589-2609

Baez-Villanueva, O.M.; Zambrano-Bigiarini, M.; Ribbe, L.; Nauditt, A.; Nguyen X.T., 2018. Temporal and spatial evaluation of satellite rainfall estimates over different regions in Latin-America, Atmospheric Research, DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.05.011

Blauhut, V., Stahl, K., Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., De Stefano, L., Vogt, J. 2016. Estimating drought risk across Europe from reported drought impacts, drought indices, and vulnerability factors Hydrology and Earth System Sciences, 2016; 20: 2779-2800

Blauhut, V., Gudmundsson, L., & Stahl, K. 2015. Towards pan-European drought risk maps: quantifying the link between drought indices and reported drought impacts, Environmental Research Letters Vol. 10. doi:10.1088/1748-9326/10/1/014008

Carrão, H; Naumann, G.; Barbosa, P. 2016. Mapping global patterns of drought risk: An empirical framework based on sub-national estimates of hazard, exposure and vulnerability. Global Environmental Change 39 (2016) 108–124.

Erfanian A, Wang G, Fomenko L., 2017. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly underpredicted by tropical SST. Sci Rep. 2017;7(1):5811. doi:10.1038/s41598-017-05373-2Carrão, H; Naumann, G.; Barbosa, P. 2016. Mapping global patterns of drought risk: An empirical framework based on sub-national estimates of hazard, exposure and vulnerability. Global Environmental Change 39 (2016) 108–124.

Firoz, ABM, Nauditt, A., Fink, M., Ribbe, L.; 2018. Quantifying human impacts on hydrological drought using a combined modelling approach in a tropical river basin in central Vietnam, Hydrol. Earth Syst. Sci., 22, 547-565, 2018. https://doi.org/10.5194/hess-22-547-2018

Fleig, A. K., Tallaksen, L. M., Hisdal, H., & Demuth, S (2006): A global evaluation of streamflow drought characteristics. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union, 10 (4), pp.535-552.

Funk, C. Climate Hazards Group http://dx.doi.org/10.15780/G2RP4Q (2015)

Kogan, F.N., 1995: Application of vegetation index and brightness temperature for drought detection. Advances in Space Research, 15(11): 91–100. DOI: 10.1016/0273-1177(95)00079-T.

Kummu, M., Guillaume, J.H.A., Taka, M. 2018. Gridded global datasets for Gross Domestic Product (GDP) and Human Development Index (HDI) over 1990-

2015. Scientific Data 5, 180004. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.4

Liu, W.T. and F.N. Kogan, 1996: Monitoring regional drought using the Vegetation Condition Index. International Journal of Remote Sensing, 17(14): 2761–2782. DOI: 10.1080/01431169608949106.

Nauditt, A.; Hann, H.; Stahl, K. and Ribbe, L. 2018. Evaluating drought risk in data scarce tropical environments. AGU Fall Meeting 2018. https://www.essoar.org/doi/abs/10.1002/essoar.10500423.1.

Nauditt, A., Firoz, ABM, Viet, T. Q., Fink, M., Stolpe, H., and Ribbe, L. 2017. Hydrological drought risk assessment in an anthropogenically impacted tropical catchment, in: Land Use and Climate Change Interactions in Central Vietnam: LUCCi, Nauditt, A., and Ribbe, L. (Eds.), Springer Book Series: Water Resources and Development, ISBN 978-981-10-2623-2

Nauditt, A. Metzke, D., Ribbe, L., 2017. Spatio-temporal drought characteristics of the tropical Paraiba do Sul River Basin and responses to the Mega Drought in 2014-2016, Geophysical Research Poster, Vol. 19, EGU2017-18124-2, 2017

Nauditt, A.; Thurner, J., Hann, H., Baez-Villanueva ,O. 2018. Evaluating the performance of satellite based precipitation products using rainfall runoff modelling of different complexity in an unregulated tropical catchment. Under preparation to be submitted to JNRD

Naumann, G.; Vargas, C.; Barbosa, P.; Blauhut, V.; Spinoni, J.; Vogt, J., 2019. Dynamics of Socioeconomic Exposure, Vulnerability and Impacts of Recent Droughts in Argentina. Geosciences 2019, 9, 39; doi:10.3390/geosciences9010039.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., & Williams, J.R. (2011). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Texas (Texas Water Resources Institute Technical Report, 406)

Quiring, S.M. & Ganesh, S. (2010) Evaluating the utility of the Vegetation Condition Index (VCI) for monitoring meteorological drought in Texas, Agricultural and Forest Meteorology Vol 150, 330-339, doi: 10.1016/j.agrformet.2009.11.015

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Knutson, C. L., Hayes, M. J., and Phillips, T., 1998. How to Reduce Drought Risk, Western Drought Coordination Council, Preparedness and Mitigation Working Group, National Drought Mitigation Center, Lincoln, Nebraska.

Prudhomme, C, Giuntoli, I, Robinson, E, Clark, D, Arnell, N, Dankers, R, Fekete, B, Franssen, W, Gerten, D, Gosling, S, Hagemann, S, Hannah, D, Kim, H, Masaki, Y, Satoh, Y, Stacke, T, Wada, Y, & Wisser, D, 2013. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment', PNAS, Special Feature, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1222473110

Ribbe, L., Nauditt, A., Meinardi, D.; Morbach, M. and Becker, R., 2012. Com-

parison of key drivers for hydro-climatic disasters in the Mekong River Basin, GIZ publications 2012.

Sheffield, J., Wood, E. F., and Roderick, M. L., 2012. Little change in global drought over the past 60 years, Nature, 491, 435–438, doi:10.1038/nature11575, 2012.

Stagge, J. H., Kohn, I., Tallaksen, L. M. & Stahl, K., 2015. Modeling drought impact occurrence based on meteorological drought indices in Europe. Journal of Hydrology, Volume 530, pp. 37-50.

Stahl, K., Kohn, I., Blauhut, V. , Urquijo, J., De Stefano, L., Acácio, V., Dias, S., Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., Kampragou, E., Van Loon, A. F., Barker, L. J., Melsen, L. A., Bifulco, C., Musolino, D., de Carli, A. , Massarutto, A., Assimacopoulos, D., Van Lanen, H. A. J., 2016.: Impacts of European drought events: insights from an international database of text-based reports Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 2016; 16: 801-819

Stahl, K., Tallaksen, L.M., Hannaford, J., Van Lanen, H.A.J. (2012).Filling the white space on maps of European runoff trends: Estimates from a multi-model ensemble. Hydrology and Earth System Sciences, 16 (7), pp. 2035-2047.

Stahl, K., Vidal, J.-P., Hannaford, J., Prudhomme, C., Laaha, G., Tallaksen, L.M.(2014) Streamflow data from small basins: A challenging test to high-resolution regional climate modeling. Journal of Hydrometeorology, 12 (5), pp. 900-912.

Stoelzle, M.; Staudinger, M.; Weiler, M.; Stahl, K. 2018 Stress testing: recharge scenarios to quantify streamflow drought sensitivity, EGU DOI 10.13140/RG.2.2.27856.40969; https://www.researchgate.net/publication/324314519_Stress_testing_recharge_scenarios_to_quantify_streamflow_drought_sensitivity

Tallaksen, L.M. and Van Lanen, H.A.J., 2004. Introduction. In: Tallaksen, L.M. & Lanen, H.A.J., van eds. Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater. Developments in Water Science, 48. Amsterdam, Elsevier Science B.V.

Tallaksen, L. M., Hisdal, H. and Van Lanen, H. A. J. 2009. Space-time modelling of catchment scale drought characteristics. Journal of Hydrology 375, 363, 372.

UNDP, 2011. Mainstreaming Drought Risk Management - a primer, UNON Printshop, Nairobi United Nations Office at Nairobi (UNON), Publishing Services Section, ISO 14001:2004-certified/March 2011

UN-ISDR, 2005, The Hyogo Framework of Action, Geneva: UN-ISDR, assessed 0n 15th of July 2012 on http://www.unisdr.org/2005/wcdr/intergover/official-doc/L-docs/Hyogo-framework-for-action-english.pdf

UN-ISDR, 2009, Drought Risk Reduction, Framework and Practices: Contributing to the Implementation of the Hyogo Framework of Action. Geneva: UN-ISDR

Van Loon, A. F., and H. A. J. Van Lanen, 2012. A process-based typology of hydrological drought, Hydrol. Earth Syst. Sci., 16(7), 1915–1946, doi:10.5194/hess-16–1915-2012.

Van Loon, A. F., and Van Lanen, H. A. J., 2013. Making the distinction between water scarcity and drought using an observation-modeling framework, WATER RESOURCES RESEARCH, VOL. 49, 1483–1502, doi:10.1002/wrcr.20147, 2013

Van Loon AF, Gleeson T, Clark J, Van Dijk AIJM, Stahl K, Hannaford J, Di Baldassarre G, Teuling AJ, Tallaksen LM, Uijlenhoet R, Hannah DM, Sheffield J, Svoboda M, Verbeiren B, Wagener T, Rangecroft S, Wanders N, Van Lanen HAJ, 2016. Drought in the Anthropocene. Nat Geosci 9:89–91. doi:10.1038/ngeo2646

Vicente-Serrano S.M., Beguería S. and López-Moreno J. I. 2010. A multi-scalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index–SPEI. J. Clim. 23 1696–718

Vogt, J. V. , Safriel, U., Maltitz, G. v., Sokona, Y., Zougmore, R., Bastin, G. and Hill, G., 2011, Monitoring and Assessment of Land degradation and desertification: towards new conceptual and integrated approaches, Land Degradation and Development, 22: 150–165 (2011)

Wanders, N.; Van Lanen, H.; Van Loon, A.; 2010, WATCH Technical Report No. 24; INDICATORS FOR DROUGHT CHARACTERIZATION ON A GLOBAL SCALE; available at http://www.eu-watch.org/publications/technical-reports.

Wilhite, D. A. and Glantz, M. H.: Understanding: the Drought Phenomenon: The Role of Definitions, Water Int., 10, 111–120, doi:10.1080/02508068508686328, 1985.

World Meteorological Organization (WMO) and Global Water Partnership (GWP), 2016: Handbook of Drought Indicators and Indices (M. Svoboda and B.A. Fuchs). Integrated Drought Management Tools and Guidelines Series 2. Geneva. Programme (IDMP),

Zambrano-Bigiarini, M., Rodrigo Rojas, 2013. A model-independent Particle Swarm Optimisation software for model calibration, Environmental Modelling & Software (2013) 1e21

Zambrano-Bigiarini, M. 2017a. hydroTSM: Time Series Management, Analysis and Interpolation for Hydrological Modelling (version 0.5-1). https://cran.r-project.org/web/packages/hydroTSM/index.html..

Zambrano-Bigiarini, M. 2017b. hydroGOF: Goodness-of-Fit Functions for Comparison of Simulated and Observed Hydrological Time Series (version 0.3-10). https://cran.r-project.org/web/packages/hydroGOF/index.html.

ESTRATÉGIA GERAL DO PLANEJAMENTO PROATIVO DE SECA

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Samiria Maria Oliveira da Silva
Sandra Helena Silva de Aquino

1. FASES DO PLANEJAMENTO

Para o desenvolvimento de um plano de seca com base no gerenciamento do risco o processo de planejamento tem que ser contínuo, sendo desejável que o mesmo observe o ciclo PDCA (Planejar, Fazer, Checar e Agir), que é uma ferramenta de gestão mundialmente conhecida. Como estratégia de desenvolvimento desse plano propôs-se dividi-lo em três fases: Diagnóstico, Planejamento e Execução (Ver Figura 1).

O Diagnóstico visa caracterizar o local de aplicação do estudo, identificar a evolução histórica e o estado atual frente às secas do sistema de abastecimento de água urbano, além de prever o estado futuro da seca com o intuito de avaliar os impactos e vulnerabilidades da seca operacional se utilizando de uma visão de gestão de risco.

A fase de Planejamento constitui na tomada de decisão sobre as estratégias e ações que serão operacionalizadas para evitar ou reduzir os danos (impactos) devido às secas operacionais através de medidas que reduzam as vulnerabilidades do sistema apontadas no diagnóstico.

A fase de Execução do plano consiste em monitorar os estados de seca identificando a ocasião de se realizar as estratégias e ações decididas na fase de planejamento. Após cada experiência de seca, as mesmas devem ser incorporadas no plano, ensejando a atualização do mesmo.

Estratégias e ações objeto do planejamento devem ser realizadas em período que antecede e durante a seca. As medidas a serem tomadas devem ser adequadas com a severidade da seca, que segundo González e Morcillo (2007) podem ser descritas em cinco linhas características:

- Normal: as demandas são supridas sem nenhum tipo de restrição.
- Alerta: preparação administrativa e operacional para o início efetivo da seca operacional.
- Conservação (Reduções): reduzindo o consumo por meio de incentivos econômicos e campanhas de conservação da água, assim como, incremento de recursos financeiros para ampliação da oferta hídrica e redução de perdas.
- Restrições: redução física do consumo para o reforço das medidas de

execução de impacto socioeconômico mais elevado.

- Emergência: grande gravidade com impactos severos, medidas de alto custo social e econômico-financeiro para evitar o colapso total do sistema.

Esse planejamento deverá ocorrer em um processo evolutivo e adaptativo no qual serão analisadas diferentes configurações do processo de construção do plano com vistas a possibilitar alternativas para diferentes escalas de problemas. Isto deve ser realizado através de um processo participativo incluindo os principais atores do sistema de Abastecimento.

2. ETAPAS METODOLÓGICAS DO PLANEJAMENTO

As construções das fases de estratégia de desenvolvimento do plano de secas em cidades devem ser efetuadas com base em oito etapas metodológicas articuladas, conforme ilustrado na Figura1, descritas em seguida separadamente, destacando a matriz teórica metodológica, equações, dados colhidos e forma de obtenção dos mesmos, dentre outros procedimentos.

Figura 1 – Etapas metodológicas para a elaboração de um plano de secas urbano.

Fonte: Elaborado a partir de Colorado Water Conservation Board (2010).

2.1. DESCRIÇÃO DO HIDROSSISTEMA

Esta etapa trata da descrição da região de estudo, em que se faz um levantamento da região e/ou das sub-regiões, se tiver, no intuito de saber a capacidade de armazenamento, quais as áreas de drenagem, quais os maiores reservatórios presentes no hidrossistema, quais as maiores demandas. Pode-se citar ainda alguns indicadores econômicos da região (PIB, por exemplo), alguma política pública de expansão socioeconômica, caso exista.

Este tipo de abordagem de caráter descritivo busca compreender o objeto/fenômeno em sua complexidade, onde os dados coletados são o instrumento principal para a análise, em que se busca analisar o mundo empírico em seu próprio ambiente sem recorrer a instrumentais estatísticos.

Essa etapa metodológica ainda pode ser utilizada para identificar e analisar os marcos normativos e institucionais relativos à gestão de seca sob a ótica dos recursos hídricos e saneamento por possibilitar não apenas um conhecimento quantitativo de dados da realidade, mas a interpretação dos fenômenos e a atribuição de seus significados. Esta abordagem é escolhida porque oportuniza a avaliação da qualidade das informações, considerando fundamental a percepção dos atores.

2.2. SISTEMA DE INFORMAÇÃO E ALERTA PRECOCE

O sistema de informação e alerta precoce deve ter como princípio a visão de gerenciamento de risco. Nesse âmbito, o sistema utilizado deve ser capaz de a partir de variáveis hidrometeorológicas atuais ou recentes fornecer, em tempo hábil, a tendência de diminuição ou agravamento da severidade da escassez hídrica. Adicionalmente, a avaliação de séries históricas inseridas no sistema pode facilitar o entendimento ou compreensão do motivo de ocorrência, bem como observar padrões espaciais e temporais, de um determinado estado de seca.

Isso pode ser realizado através da construção de indicadores que sinalizem o estado de uma seca em um ambiente urbano. A revelação do nível de severidade de uma seca ocorre por meio de uma gama de valores específicos utilizados, que vai depender do índice de seca considerado.

Esse sistema deve funcionar como um catalizador de informações tanto para um macrossistema, que seria o sistema de gerenciamento de seca, como para os tomadores de decisões, possibilitando que ações rápidas e eficientes sejam executadas frente a um determinado estado de seca.

2.3. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS E VULNERABILIDADES DO SISTEMA HÍDRICO

Outro passo importante no planejamento de preparação para à seca é a identificação de impactos e avaliação de vulnerabilidades existentes, pois isso possibilita a identificação de elementos que suscitam a elaboração de medidas dentro de uma lógica pró-ativa, e contribui para a orientação dos tomadores de decisões, permitindo a avaliação das regiões mais vulneráveis e gerando auxílios teóricos ou conceituais para uma gestão mais eficaz dos riscos.

Para identificar os impactos inicialmente foi elaborada uma lista com base no Plano de Seca de Denver (DENVER WATER, 2014) e no Guia Espanhol de Elaboração de Plano de Seca (GONZÁLEZ e MORCILLO, 2007), esta por sua vez foi disponibilizada para grupos de trabalhos formados por planejadores, gestores e responsáveis pelo abastecimento de água na qual realizaram a identificação dos impactos históricos e existentes e construíram um ranking de severidade dos impactos, em que classificaram os impactos listados como significativo, moderado e menor.

Após a análise dos impactos, realizou-se a avaliação de vulnerabilidades, possibilitando a ligação entre o impacto potencial ou sofrido e a construção da política de mitigação e respostas às secas, buscando identificar o grau de suscetibilidade que a região abastecida pelo sistema hídrico Jaguaribe-Metropolitana tem em relação a uma seca e gerar informações para elaboração de respostas e/ou estratégias de ação contra a seca.

A avaliação de vulnerabilidades proporciona uma estrutura para a identificação das causas sociais, econômicas ou ambientais dos impactos da seca, e conforme o *Colorado Water Conservation Board* (2013) esta avaliação consta de um processo de identificação, quantificação e priorização das vulnerabilidades de um sistema.

Na literatura cientifica existem diversas técnicas de avaliação de vulnerabilidades, contudo nesse estudo foi aplicada a técnica de sessão de "*brainstorming*" que possui um caráter qualitativo.

Esse método permite a análise dos impactos passados da seca e das condições atuais, esses por sua vez foram utilizados para formar uma árvore de impactos com a identificação de sua causa basal, que é o fator que torna o sistema vulnerável a seca, os gestores então avaliaram se esta causa podia ser modificada ou não. A identificação do que torna o sistema vulnerável foi feita através das metodologias Pressão-Estado-Impacto-Resposta (PEIR), descrita em Turner *et al.* (2003) e em Pahl-Wostl (2007) mas com algumas adaptações, sendo a Pressão relacionada aos elementos que interferem e podem alterar o estado do sistema, o Estado indicando a situação do sistema, o Impacto servindo como indicador da vulnerabilidade e a Resposta associada a ações e medidas a serem tomadas pela sociedade.

2.4. ESTRATÉGIAS DE PREPARAÇÃO, MITIGAÇÃO E RESPOSTA

Nessa etapa foram identificadas ações elegíveis que possam ser operacionalizadas em cada um dos estágios de seca, no intuito de reduzir a vulnerabilidade do sistema as secas e consequentemente a severidade dos impactos.

De maneira mais ampla as ações contempladas devem produzir aumento da oferta em quantidade e qualidade, redução da demanda, minimização dos impactos e gestão de conflitos. No sistema Jaguaribe-Metropolitana, em virtude da complexidade do sistema e dos diferentes usos a que lhe são atribuídos, o conjunto de medidas de mitigação e respostas às secas foram organizados em tipos de medidas que foram categorizadas em dez classes:

- Medidas Preventivas – São ações que se destinam a evitar a ocorrência de uma seca e são implementadas em caráter de avaliação sistemática.
- Medidas de Gestão e Operação do Sistema – São ações de natureza interna das instituições responsável pela gestão e operação e pelo abastecimento público.
- Medidas de Caráter Institucional – São ações que visam a integração das instituições e entidades com competência para lidar com a seca.
- Medidas de Caráter Legal e Normativo – São ações que devem ser tomadas em compatibilidade com o quadro legal e normativo de gestão dos recursos hídricos.
- Medidas de Impacto Social – São ações que podem reduzir a demanda hídrica e que asseguram uma informação adequada e útil aos consumidores.
- Medidas de Impacto Ambiental – São ações que tem o intuito de reduzir os impactos ambientais significativos decorrentes do uso dos recursos hídricos.
- Medidas de Cumprimento dos Objetivos de Gestão de Seca – São ações que visam o cumprimento dos objetivos estabelecidos para cada fase de seca.
- Medidas de Expansão e Melhoria da Infraestrutura e da Disponibilidade Hídrica – São ações para aumentar a disponibilidade hídrica de qualquer sistema.
- Medidas para o Acompanhamento da Situação e do Risco – São ações que buscam desenvolver indicadores para avaliar a situação de seca.
- Medidas de Gestão do Plano – Úteis para a efetiva implementação das várias ações e objetivam preparar planos, projetos ou campanhas para gerenciamento das secas.

Essa etapa metodológica tem como foco a identificação de ações concretas para cada um desses tipos de medidas de modo que na conjuntura técnica, social, política e institucional dos sistemas hídricos em estudo possam ser alternativas viáveis para favorecer os resultados desejados.

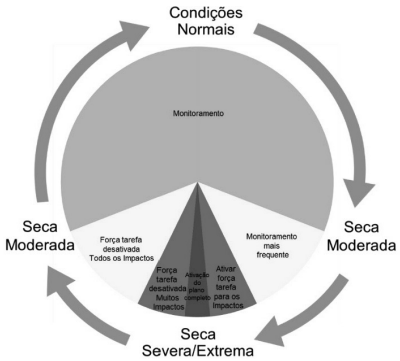
O levantamento destas ações deve ser feito através de levantamento bibliográfico, entrevistas e consultas aos gestores do sistema através de questionários semiestruturados.

2.5. ESTADOS E GATILHOS DE SECA

Nessa etapa desenvolveu-se ferramentas que pudessem ser utilizadas tanto na previsão como no monitoramento de estados de seca através da caracterização da intensidade, duração e frequência com que este fenômeno ocorre. Para isso, utilizou-se um indicador que funciona como os ponteiros de um relógio que sinalizam qual o estágio da seca (ver Figura 2), entretanto este relógio em especial pode retroceder no tempo, isto é, a seca pode perder severidade antes que alcance níveis mais severos. Nesta trabalho o indicador utilizado foi o volume dos reservatórios, em que para um dado volume atual do reservatório, que indique escassez hídrica, é possível prever se a tendência desse "ponteiro" é retroceder, isto é, diminuir a severidade da seca, ou se adiantar, diminuindo o volume e aumentando ainda mais a severidade da mesma.

Nesse estudo a classificação de severidade da seca divide-se em cinco estados denominados **Normal, Pré-alerta, Alerta, Emergência I e Emergência II**. O estado Normal limita-se as situações em que o não há déficit hídrico ou o grau de severidade é próximo a normalidade. O estado de Pré-Alerta é decretado quando há sinais proeminentes de seca, nesta fase inicia-se propriamente um evento de seca. Com a persistência e o agravamento do episódio de seca faz-se necessária a imposição de medidas restritivas de uso de água, anunciando o estado de Alerta. O estado de Emergência nível I é proclamado quando o agravamento e/ou a persistência da seca acarretam interrupções no abastecimento hídrico. O estado de Emergência nível II ocorre quando o sistema hídrico corre risco de colapso de abastecimento.

Figura 2 – Relógio da seca.



Fonte: Adaptado de ***Colorado Water Conservation Board*** (2010).

O acionamento de cada uma das medidas de preparação, mitigação e resposta são condicionados pelo estado da seca. A separação entre estes estados se dá por um valor no indicador (limiar entre os estágios de seca) que quando ultrapassado aciona uma ação. Por servir para o disparo de uma ação este limiar é chamado de gatilho. O conjunto das ações associadas a um estado de seca tem por objetivo cumprir uma meta de ampliação da oferta, redução da demanda, mitigação de impactos e conflitos associados a seca. A relação entre indicador, estado de seca, medida e nível de planejamento são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Caracterização dos estados de seca, tipos de medidas e nível de planejamento.

Tipos de Medidas de Gestão de Secas					
Indicador	O que melhor indique a acumulação em reservatório hídrico.				
Estado da Seca	Normal	Pré-Alerta	Alerta	Emergência I	Emergência II
Tipo das Medidas	Planejamento e Informação	Informação e Preparação	Conservação (Imposição de algumas medidas restritivas)	Restrição (Racionamento)	Restrição Severa
Nível do Planejamento	Estratégica		Tática	Emergencial	Emergencial

Fonte: Elaboração própria.

2.6. PLANO DE AÇÕES DE PREPARAÇÃO, MITIGAÇÃO E RESPOSTA

Nessa fase do planejamento foi identificada efetivamente as ações gerais e especificas que devem ser implementadas para a preparação, mitigação e resposta à seca. Essas ações devem envolvem medidas ambientais, sociais e institucionais, além de melhorias no sistema de monitoramento, no intuito de assegurar que as diretrizes do sistema de gerenciamento de seca sejam cumpridas.

Isso deve ser realizado com base no levantamento bibliográfico afim de elaborar uma lista de ações associadas a cada tipo de medidas e com a participação de planejadores, órgãos de abastecimento e usuários visando a redução da demanda de água e a melhora da oferta de água durante cada estágio de seca. As ações indicadas seguem uma ordem de prioridade que pode varia de 1 a 3, sendo que 1 representa as ações “Necessárias”, 2 significa ações “Importantes e 3 ações “Complementares”.

2.7. IMPLEMENTAÇÃO E ACOMPANHAMENTO

A implementação e acompanhamento do plano de gestão da seca deve incluir um plano de ação para: mitigação, monitoramento de indicadores de seca; implementação e execução do programa de resposta à seca; planejamento de receita e acompanhamento do esforço de resposta à seca. Lembrando que isso deve ser construído de forma participativa e como um planejamento contínuo.

Dessa forma, nessa fase sugere-se que seja adotada como matriz metodológica a abordagem qualitativa por reconhecer a relevância dos atores e do significado de suas ações e decisões, tendo por base o marco institucional e organizacional para que possa ser discutido, elaborado e validado pelos atores envolvidos no processo de gestão de recursos hídricos, com foco na gestão de secas, o modelo institucional de operacionalização do plano.

Isso se dará por meio de reuniões com uso de exposição dialogada, as quais privilegiarão processos de avaliação contínua com vistas não apenas a verificar a eficiência e a eficácia do plano, mas possibilitar aprendizagem institucional, bem como seu fortalecimento (VOLTOLINI, 2004). Além disso, proporcionará ganho de relevância, credibilidade e confiabilidade ao modelo institucional de operacionalização do plano.

2.8 REVISÃO E ATUALIZAÇÃO DO PLANO

A etapa final do planejamento de seca é criar um conjunto de procedimentos para assegurar a avaliação adequada do plano e a definição do tempo de revisão. Esta revisão pode ser realiza durante a seca e pós-seca.

3 RESULTADOS

3.1 ANÁLISE DE VULNERABILIDADES DO SISTEMA

Aqui serão mostrados e discutidos os indicadores de cada uma das dimensões da metodologia PEIR para os elementos do sistema de abastecimento urbano de água da RMF, conforme supracitado. Para um melhor entendimento, os resultados foram sistematizados em diagramas que sintetizam os indicadores e a relação entre eles e as dimensões do método de análise de vulnerabilidade. Em seguida, é apresentada de forma mais detalhada um conjunto de ações de mitigação dos impactos da seca sobre o sistema de abastecimento urbano. Isso foi feito para poder se elencar inicialmente os conjuntos de medidas de mitigação que podem ser adotadas na ocorrência de uma seca.

- ***3.1.1 Estudo de caso para o sistema de abastecimento Jaguaribe-Metroplolitana***

  - ***3.1.1.1 Estação de Tratamento de Água (ETA)***

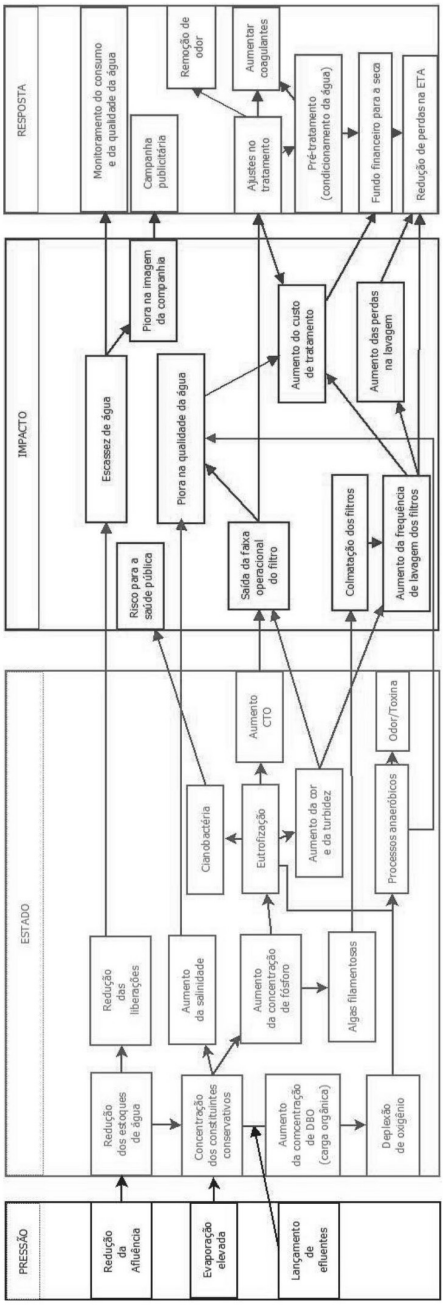
O diagrama apresentado na Figura 3 mostra que em caso de escassez hídrica a redução da afluência, a evaporação elevada, característica da região semi-árida a qual está inserido o sistema, bem como o lançamento de efluentes, cada vez mais crescente em virtude da instalação de novos empreendimentos industriais na RMF (ADECE,2015), são considerados como indicadores de pressão, pois os mesmos podem ocasionar mudanças significativas no sistema de tratamento, podendo ocasionar prejuízos econômicos e sociais.

Essas pressões impostas sobre o sistema de abastecimento, podem consequentemente impor uma redução das liberações de água para alguns usuários, além disso há uma maior concentração de constituintes conservativos (cloro, fósforo), o que leva a um aumento de salinidade da água e ao surgimento de algas filamentosas. Há também aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ocasionado por uma maior quantidade de matéria orgânica presente na água que em níveis extremos pode provocar a eutrofização de reservatórios, tendo ligação direta com o aumento de cianobactérias e o aumento de turbidez da água, levando a depleção do oxigênio dissolvido e consequentemente ao aumento de processos anaeróbicos e aparecimento de odor e toxinas.

Com isso, os possíveis impactos acometidos ao sistema de abastecimento seriam a escassez hídrica, que por sua vez pode levar a piora da imagem da companhia de abastecimento em relação a população abastecida, a piora da qualidade da água, a saída da faixa operacional dos filtros devido à diminuição da carreira de infiltração, o entupimento dos filtros ou colmatação, aumentando a frequência de lavagem dos mesmos e, consequentemente, aumentando os custos de tratamento, além do risco para a saúde pública, ocasionado devido a presença de cianobactérias e disseminação de toxinas na água.

A dimensão Resposta corresponde às ações propostas para atenuar os efeitos da seca. Em síntese, as respostas apontadas pelos gestores, planejadores e responsáveis pelo abastecimento de água da RMF foram o aumento do monitoramento do consumo e da qualidade da água como medida preventiva, a fim de inter-relacionar a disponibilidade hídrica com as peculiaridades socioeconômicas e geoambientais da região em estudo e avaliar o seu uso para consumo humano evitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica, campanhas publicitárias com vistas a redução de consumo como medida de impacto social, no intuito de informa população sobre a situação dos recursos hídricos e sobre as medidas que a companhia de abastecimento estão tomando afim de eliminar a escassez hídrica, bem como incentivar a população a ter novos hábitos e condutas quanto ao consumo da água.

Figura 3 – Diagrama da metodologia PEIR aplicada a ETA.



Fonte: Elaboração própria

Outras ações apontadas foram ajustes no processo de tratamento e purificação de água, que são as principais formas de reduzir as contaminações na água, torna-la potável e aumentar a eficiência desses processos possibilitando a otimização da gestão da água e a redução de custos do sistema de abastecimento, criação de um fundo financeiro para a seca, pois em período de ocorrência de seca aumenta-se os gastos com gestão, monitoramento e tratamento de água, e ainda redução de perdas aparentes e reais, que seriam as relacionadas com o consumo não autorizado (fraudes e falhas de cadastro) ou imprecisão dos hidrômetros e a vazamentos nas adutoras e redes de distribuição, respectivamente.

- ***3.1.1.2 Reservação, adução e rede de distribuição***

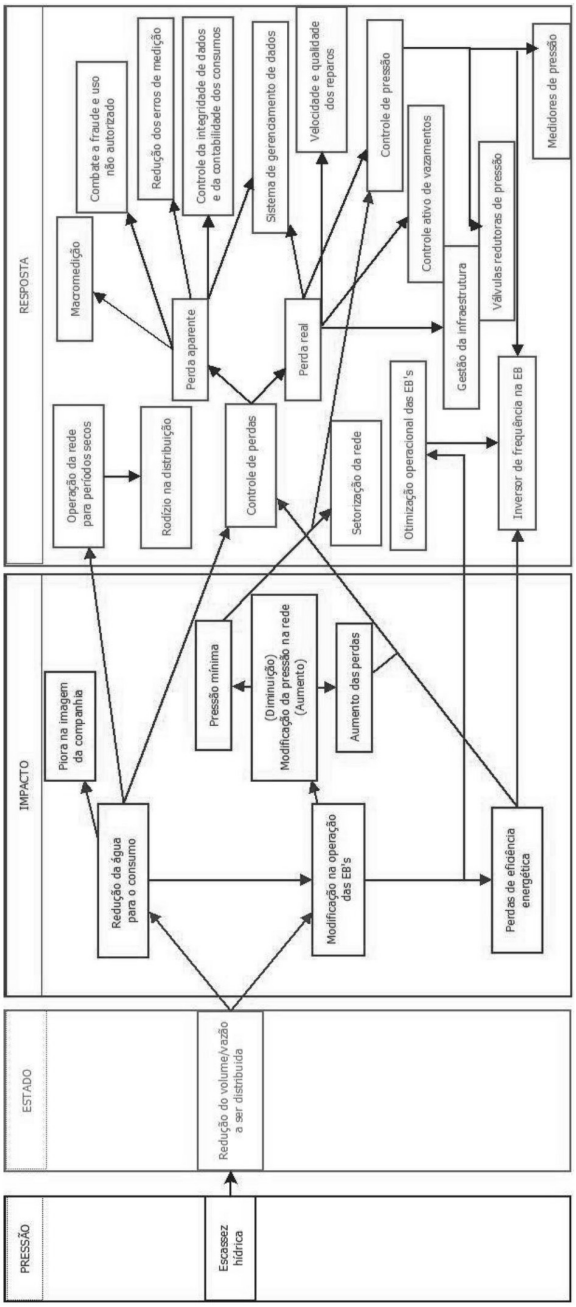
A Figura 4 mostra um diagrama dos indicadores de PEIR aplicado ao sistema de reservatórios, adutoras e distribuição de água da RMF. A primeira dimensão do PEIR, a Pressão, está associada a condições climáticas e/ou a externalidades geradas por atividades humanas, é a escassez hídrica, caracterizada como um indicador de pressão devido a possibilidade de causar alterações sociais, econômicas e até estruturais no sistema.

A segunda dimensão, o Estado, está relacionado com a situação do sistema de adução, reservação e distribuição, sendo que a escassez hídrica pode levar a um estado de redução da vazão e/ou do volume a ser distribuído, e isso pode acarretar em Impactos como a redução da água para consumo, que pode trazer prejuízos a imagem da companhia, a modificação na operação de estações de bombeamento (EB's), que por sua vez pode estar relacionada com a diminuição da pressão na rede de distribuição e com a perda de eficiência energética do sistema.

As ações apontadas pelos planejadores e gestores da área de recursos hídricos, no intuito de reduzir a vulnerabilidade desse conjunto, reservação, adução e rede de distribuição, estão sistematizadas na dimensão Resposta, diagramada na Figura 4. Em que, uma definição de operação específica dos reservatórios em períodos secos e a definição de rodízio de abastecimento de água em ocorrência de evento extremo de seca, podem ajuda na minimização da redução drástica de água em períodos muito prolongados de seca, um controle de perdas (aparentes e reais), buscando combater fraudes e uso não autorizado de água, procurando uma maior integridade dos dados e da contabilidade do consumo, combatendo rapidamente os vazamentos da rede de distribuição, também podem auxiliar a evitar a diminuição severa da oferta de água para os seus diferentes usos, bem como reduzir as perdas de eficiência energética.

Outras ações mitigadoras dos impactos causados pela escassez hídrica apontadas, foram a setorização da rede de distribuição, o controle de pressão da rede de distribuição e a otimização operacional das EB's, todas no intuito de minimizar as perdas energéticas do sistema em análise, podendo essa perda está associada a carga hidráulica ou mesmo a potência elétrica. Em adição, identificou-se a melhoria da gestão da infraestrutura como uma forma de diminuir também a perda real do sistema.

Figura 4 – Diagrama da metodologia PEIR aplicada ao sistema de reservação, adução e rede de distribuição.



Fonte: Elaboração própria

- ***5.3.1.3 Consumo***

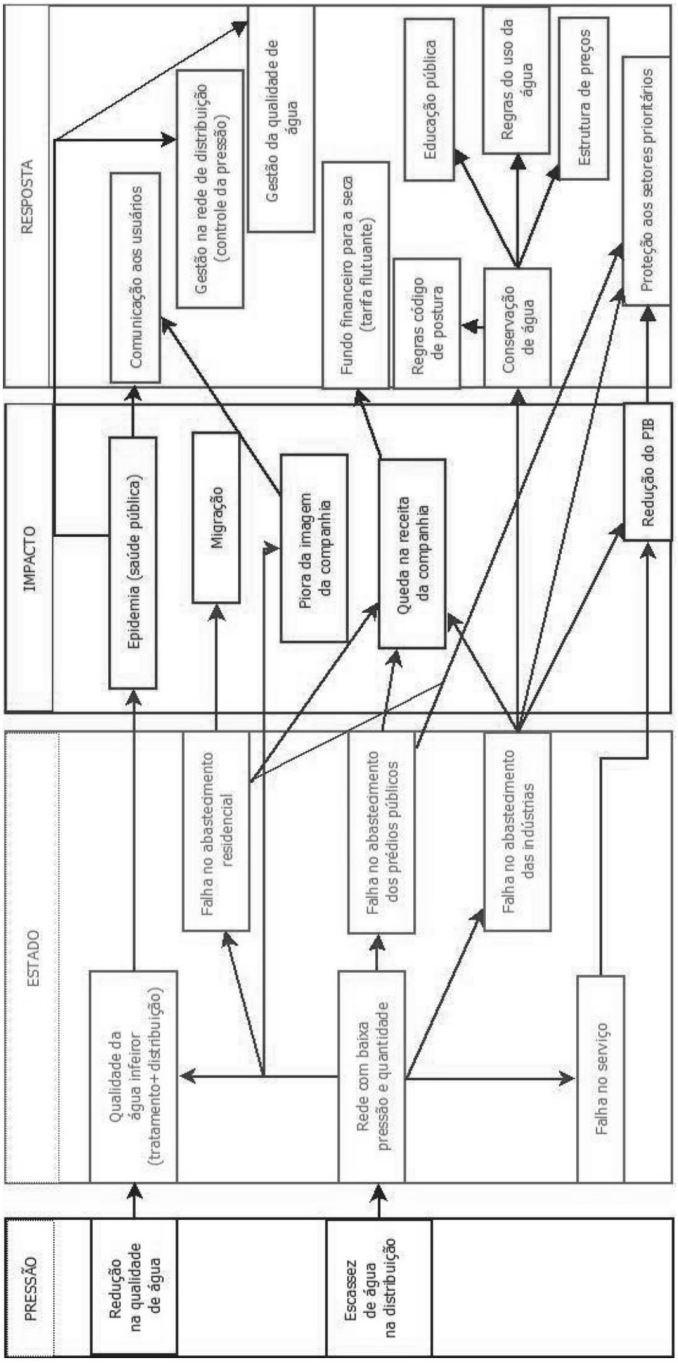
Aplicando a metodologia PEIR ao último elemento do sistema de abastecimento urbano, o consumo, tem-se como indicadores da primeira dimensão metodológica, a escassez de água na distribuição e a redução da qualidade de água, conforme Figura 5, que faz com que o consumidor muitas vezes pague mais caro para ter água em casa e receba uma água de pior qualidade, ou seja, essas variáveis podem ocasionar problemas econômicos e sociais.

Os indicadores da segunda dimensão metodológica apontados, foram a qualidade inferior da água tratada e distribuída, a rede de distribuição com baixa pressão e quantidade, a falha no abastecimento industrial, nos prédios públicos e residencial, mostrando a situação crítica a que o consumo urbano de água pode chegar.

Os possíveis impactos ocasionados pelas pressões a esse elemento do sistema, são a piora da qualidade da imagem da companhia perante a sociedade, a queda de receita da companhia de abastecimento, pois apesar de em período de escassez hídrica o preço da água se elevar o aumento com os gastos no tratamento e as falhas de abastecimento podem acarretar prejuízos financeiros, a redução do Produto Interno Bruto (PIB), visto que a falha de abastecimento de água em industrias também leva a enorme perdas monetárias, a migração da população para regiões de maior disponibilidade hídrica, podendo causar uma alteração brusca do uso e ocupação do solo dessa região e da economia de toda uma população, e uma epidemia causada por doenças de veiculação hídrica, como amebíase, giardíase, febre tifoide, cólera, entre outras.

Na quarta dimensão metodológica, a Resposta, possíveis ações de mitigação das vulnerabilidades ou impactos em relação ao consumo hídrico, são a melhoria da comunicação ou informação aos usuários de água, o que auxilia na melhora da imagem da companhia de abastecimento e na difusão de informações relacionada a doenças associadas a baixa qualidade da água, a criação de um fundo de compensação financeira para a seca, que deve ser estabelecido em período de normalidade hídrica a fim de obter uma reserva monetária para em períodos de ocorrência de seca e o impacto financeiro não seja tão grande para o consumidor. Além disso, a proteção de setores públicos prioritários (energia, saneamento básico, saúde, agricultura), tentando prover um qualidade e quantidade minimamente razoável para o desenvolvimento socioeconômico da população, e a criação de uma política de conservação de água, focada na educação ou conscientização pública, enfatizando regras de uso eficiente da água, impelindo punições baseadas em uma estrutura de preços para quem desperdiça água ou em benefícios para quem consegue economizar, além de uma mudança no código de postura da RMF principalmente nos artigos e parágrafos associados ao uso de água, no intuito de induzir a um uso mais eficiente.

Figura 5 – Diagrama da metodologia PEIR aplicada ao consumo hídrico.



Fonte: Elaboração própria

3.2 ESTÁGIOS, GATILHOS, METAS DE RESPOSTAS E AÇÕES DE PREPARAÇÃO ÀS SECAS

Conforme comentado na metodologia, para esse estudo foram delineados quatro estágios de severidade de seca, estes por sua vez estão associados aos volumes metas dos reservatórios equivalente do Jaguaribe e da Metropolitana, definidos como gatilhos por representar o resultado de todos os fatores que afetam a oferta hídrica como, precipitação, escoamento superficial e umidade do solo, bem como pelo abastecimento das cidades ser proveniente da água acumulada nos mananciais.

Nesse contexto, os reservatórios do sistema hídrico Jaguaribe-Metropolitana estaram em um determinado estado de seca quando o volume dele estiver acima ou abaixo de volumes metas calculados segundo regra de operação apresentada em Cid (2017). Os gatilhos de seca, são associados aos volumes metas dos reservatórios equivalentes, para cada estado de severidade e as metas de redução de consumo (coeficientes de racionamento) dos mesmos encontram-se na Tabela 1 e 2.

Tabela 1 – Gatilhos de seca dos reservatórios equivalentes Jaguaribe e Metropolitana

	JAGUARIBE											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Vmeta 1	4306,6	4184,2	4165,2	4305,5	4656,9	4917,4	4849,4	4729,2	4589,2	4431,6	4277,5	4126,5
Vmeta 2	2612,1	2513,6	2510,4	2662,5	3024,0	3295,8	3242,5	3126,3	2995,1	2861,3	2735,0	2612,1
Vmeta 3	1662,6	1578,6	1584,9	1744,1	2111,6	2311,1	2209,8	2100,4	1988,3	1875,0	1767,3	1662,6
Vmeta 4	838,3	767,9	783,0	948,8	1321,8	1386,3	1297,6	1204,4	1110,3	1016,2	926,1	838,3
	METROPOLITANA											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Vmeta 1	403,1	381,6	350,6	423,2	680,3	644,1	606,2	565,1	524	482,8	442,3	403,1
Vmeta 2	218,4	198,7	169,3	242,8	482	447,1	410,7	371,6	332,5	293,4	255,3	218,4
Vmeta 3	131,7	113,6	85,3	159,5	386,5	352,2	316,5	278,6	240,7	203,2	166,8	131,7
Vmeta 4	83,8	66,7	39,4	114	332,1	298,2	263,1	225,9	189	152,7	117,5	83,8

Fonte: Elaboração própria

Tabela 2 – Coeficientes de racionamento

Reservatório Equivalente	Normal (1)	Pré-alerta (2)	Alerta (3)	Emergência I (4)	Emergência II (5)
Jaguaribe	0	0	0,1	0,4	0,7
Metropolitano	0	0	0,1	0,2	0,6

Fonte: Adaptado de Cid (2017).

As ações de resposta e mitigação à seca apontadas pelos grupos de trabalho são apresentadas para cada nível de seca, caracterizadas nas seções 3.2.1 até 3.2.5, estando associadas à sua descrição e ao responsável pela ação, conforme é possível observar nos Quadros 2 a 14.

- ***3.2.1 Normal***

Esse estado caracteriza-se pela realização de atividades rotineiras e ações de preparação para a fase de alerta do ponto de vista administrativo e operacional, uma vez que no estado normal podem ser identificados indícios da ocorrência de seca. As ações dessa fase podem ser observadas no Quadro 2.

- ***3.2.2 Pré-Alerta***

O pré-alerta de seca constitui-se da preparação administrativa e operacional do início de uma seca. Este nível não atinge nenhum agente social e se restringe as instituições de gestão e de abastecimento público.

As ações citadas pelos grupos de trabalho que devem ser tomadas nesta fase estão apresentadas nos Quadros 3 a 5. O monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos e a integração e funcionamento equilibrado das várias fontes de abastecimento foram as únicas ações apontadas conjuntamente pelos 03 grupos que responderam este item.

- ***3.2.3 Alerta***

O estado de Alerta é a fase de menor impacto econômico e social de uma seca propriamente dita. Nela são utilizadas principalmente as ações de comunicação, como a Informação ao consumidor e para a mídia e as ações de acompanhamento da situação do risco (Monitoramento intensivo de consumo e da qualidade de água e Avaliação periódica da situação e do desenvolvimento esperado). Nesta fase, os gestores tentam reduzir o consumo hídrico através de campanhas educacionais e buscam aumentar a disponibilidade hídrica de alguns usos em detrimento a outros. Todas as ações elencadas para este nível de seca estão expostas nos Quadros 6 a 8.

- ***3.2.4 Emergência I***

A seca severa ou estado de Emergência I pode acarretar situações críticas de escassez de água nas cidades. Ela impactará a sociedade, o ambiente e a economia por isso, deve ser implementada limitações para o uso da água com o intuito de reduzir o consumo de todos os setores econômicos e sociais e deve ser realizado o monitoramento do consumo e da qualidade de água. Em sistemas bem concebidos, esta fase só ocorre quando existe episódios de aumento da severidade do clima. As ações consideradas relevantes para a preparação e mitigação desta fase de seca estão apresentadas nos Quadros 9 a 11.

- ***3.2.5 Emergência II***

A estado de Emergência II é a situação mais grave de seca, denominado por vezes de seca extrema, e que pode gerar escassez hídrica generalizada. Ela gera impactos sociais e econômicos de longo alcance e os gestores devem realizar racionamentos com a vistas a garantir volumes de água que atendem as necessidades básicas da população. Assim, esta fase tem como ênfase a limitação e o monitoramento do consumo de água e o monitoramento da qualidade de água. As ações de preparação para esta fase apontadas pelos grupos estão expostas no Quadros 12.a 14.

Quadro 2 - Estratégias de mitigação e resposta à severidade seca para fase Normal.

Estado	Classe	Tipo de ação	Descrição	Responsável	Prioridade
NORMAL	Medidas de Monitoramento e preventivas	Avaliação periódica do consumo das localidades: disponibilidade quantitativa e qualitativa	Avaliar o problema do consumo em cada localidade inter-relacionando a disponibilidade hídrica com suas peculiaridades socioeconômicas e geoambientais.	CAGECE	2
		Monitoramento da qualidade de água bruta	A ação de monitoramento é uma intensa atividade para acompanhar, vigiar e simultaneamente avaliar o ambiente com vistas a estabelecer diagnóstico de situação.	COGERH	1
		Monitoramento da qualidade de água tratada	Esta ação visa monitorar constantemente a qualidade da água e avaliar o seu uso para consumo humano em vista a evitar a disseminação de doenças de veiculação hídrica.	CAGECE	1
		Monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos	Esta ação é necessária para avaliar a recarga dos reservatórios	COGERH e FUNCEME	2
		Inventário das fontes alternativas de abastecimento	O levantamento dessas fontes é significativo para o suprimento hídrico da população bem como, para maximizar a eficiência do sistema hídrico.	COGERH/SRH	3
	Planejamento e Gestão de Secas	Planejamento e projeto de campanhas de informação	Uma grande restrição que existe no planejamento de resposta a seca é a falta de compreensão desse fenômeno por parte da população e muitas vezes, dos decisores políticos por isso, a sensibilização da opinião pública de um modo geral é importante para a eficácia dos esforços de preparação a seca.	SRH/COGERH/CAGECE	1
		Planejamento das ações do próximo estágio de secas (SECA)	O planejamento permite definir regras de atuação e avaliar ações oportunas para mitigar a seca.	SRH/COGERH/CAGECE	2

Fonte: Dados da Pesquisa

Quadro 3 - Estratégias de mitigação e resposta à severidade seca para o estado de Pré-Alerta.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
PRÉ-ALERTA	Medidas de Monitoramento e preventivas	Avaliação periódica do consumo das localidades: disponibilidade quantitativa e qualitativa	Avaliar o problema do consumo em cada localidade inter-relacionando a disponibilidade hídrica com suas peculiaridades socioeconômicas e geoambientais.	CAGECE	2
		Monitoramento da qualidade de água bruta	A ação de monitoramento é uma intensa atividade para acompanhar, vigiar e simultaneamente avaliar o ambiente com vistas a estabelecer diagnóstico de situação.	COGERH	1
		Monitoramento da qualidade de água tratada	Esta ação visa monitorar constantemente a qualidade da água e avaliar o seu uso para consumo humano evitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica.	CAGECE	1
		Monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos	Esta ação é necessária para avaliar a recarga dos reservatórios	COGERH e FUNCEME	2
		Inventário das fontes alternativas de abastecimento	O levantamento dessas fontes é significativo para o suprimento hídrico da população bem como, para maximizar a eficiência do sistema hídrico.	COGERH/SRH	3
	Medidas de gestão e operação do sistema	Medidas para tornar os processos de tratamento e purificação da água mais eficientes	Estes processos são a principal forma de reduzir as contaminações na água e torna-la potável, assim, aumentar a eficiência desses processos ajuda a otimizar a gestão da água e reduzir os custos do sistema de abastecimento.	CAGECE	1
		Medidas para melhorar a eficiência da operação do sistema com redução de perdas aparentes e reais no sistema de água bruta e tratada	Essas medidas podem estar relacionadas com a redução de perdas no transporte e distribuição e com a implementação de hidrômetros. As perdas aparentes estão relacionadas com o consumo não autorizado (fraudes e falhas de cadastro) e imprecisão dos hidrômetros. Enquanto que, as perdas reaisestão associadas a vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição, vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetros bem como, vazamentos e extravazamentos nos aquedutos e reservatórios de distribuição.	CAGECE /COGERH	1
		Gestão intensa dos mananciais superficiais e subterrâneos	Para garantir a sustentabilidade hídrica faz-se necessário intensificar a gestão de todos os mananciais no período de seca uma vez que neste período há um aumento dos free-rider.	COGERH	1
		Funcionamento integrado e equilibrado das várias fontes de abastecimento	A integração deve cobrir todos os corpos de água doce, incluindo tanto águas de superfície como subterrâneas considerando os aspectos quantitativos e qualitativos. Nesta ação inclui a manutenção de fontes alternativas de abastecimento.	COGERH/SRH	2
	Medidas de caráter institucional	Estabelecer um quadro de informação e diálogo com as autoridades, usuários e instituições responsáveis por cada área	As autoridades, usuários e instituições gestoras devem ser informadas sobre alertas de seca, mas precisam ter vontade política para implementar uma resposta oportuna (Companhias Institucionais).	Governo do Estado (CAGECE/COGERH/SRH)	1

Fonte: Dados da Pesquisa

Quadro 4 – Continuação Quadro 3.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
PRÉ-ALERTA	Medidas de impacto social	Informação ao consumidor	A comunicação com a sociedade é um passo de grande importância para conscientizar a população quanto ao papel das instituições e dela mesma na conservação da água.	CAGECE/COGERH	1
		Informações para a mídia	A mídia será o meio de informar a população sobre a situação dos recursos hídricos e sobre as medidas que os órgãos gestores estão tomando para minimizar a escassez hídrica. Ela é um meio estratégico para uma comunicação eficiente.	CAGECE/COGERH	1
		Campanhas educacionais com vista a redução do consumo	Estas campanhas ajudam a população a ter novos hábitos e condutas quanto ao consumo da água. Elas podem melhorar e aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança da sociedade em relação à disponibilidade e vulnerabilidade. Assim, elas têm o caráter de sensibilização e conscientização e devem ser realizadas no dia-a-dia (redução/aumento de tarifa).	CAGECE/COGERH	1
	Medidas de caráter legal e normativo	Medidas de fiscalização (Normativo e operacional)	Elas devem incluir a fiscalização/inspeção, regras que definem penalidades para cada infração e arbitragem administrativas ou judiciais da punição (aplicação da pena) pois, sem ações de controle do uso da água a efetividade de sistema não será alcançada.	SRH/COGERH	1
	Medidas de impacto ambiental	Buscar a expansão da capacidade de produção de água subterrânea	Esta ação é um passo para integração de todas as fontes de abastecimento. Esta expansão requer a elaboração de mapas hidrogeológicos, de estudos de vulnerabilidade bem como do conhecimento da disponibilidade e da qualidade do recurso.	SRH/COGERH	2
		Acompanhamento da exploração dos aquíferos	Em virtude da incerteza que existe sobre os mecanismos de recarga de aquíferos na região em estudo deve ser realizado um acompanhamento das explorações a fim de não colocar essas fontes em risco.	SRH	2

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 5 – Continuação Quadro 4.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
PRÉ-ALERTA	Cumprimento dos objetivos de gestão de seca	Aumento de recursos financeiros e humanos para lidar com a seca	No período de seca aumentam os gastos com a gestão, com o monitoramento e com o tratamento de água e os valores arrecadados são menores por isso, é necessário mobilizar recursos para a aplicação de medidas de prevenção e mitigação e negociar com as agencias reguladoras.	SRH	1
		Nomeação de um grupo de trabalho para controlar a situação em diferentes estágios	Este grupo será formado para coordenar as ações referentes a seca cuja frequência das reuniões serão intensificadas conforme haja mudança no estado de seca (Comitê estadual e comitê cagece).	SRH/COGERH/CAGECE/CBRH	1
	Planejamento e Gestão de Secas	Planejamento e projeto de campanhas de informação	Uma grande restrição que existe no planejamento de resposta a seca é a falta de compreensão desse fenômeno por parte da população e muitas vezes, dos decisores políticos por isso, a sensibilização da opinião pública de um modo geral é importante para a eficácia dos esforços de preparação a seca.	SRH/COGERH/CAGECE	1
		Planejamento das ações do próximo estágio de secas (SECA)	O planejamento permite definir regras de atuação e avaliar ações oportunas para mitigar a seca.	SRH/COGERH/CAGECE	2
		Elaboração de normas e decretos relativas ao grau de severidade seguinte (**Seca**)	A elaboração de normas e decretos referentes é importante para regulamentar as ações que serão implementadas para solucionar os problemas de escassez hídrica e também para que as pessoas tomem consciência da gravidade desse problema e da necessidade de mudar a forma de utilizar esse recurso.	SRH/COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 6 - Estratégias de mitigação e resposta à severidade seca para fase de Alerta.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
ALERTA	Medidas de Monitoramento e preventivas	Avaliação periódica do consumo das localidades: disponibilidade quantitativa e qualitativa	Avaliar o problema do consumo em cada localidade inter-relacionando a disponibilidade hídrica com suas peculiaridades socioeconômicas e geoambientais (aumento/redução tarifária e racionamento).	CAGECE/COGERH	1
		Monitoramento da qualidade de água bruta	A ação de monitoramento é uma intensa atividade para acompanhar, vigiar e simultaneamente avaliar o ambiente com vistas a estabelecer diagnóstico de situação.	COGERH	1
		Monitoramento da qualidade de água tratada	Esta ação visa monitorar constantemente a qualidade da água e avaliar o seu uso para consumo humano evitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica.	CAGECE	1
		Monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos	Esta ação é necessária para avaliar a recarga dos reservatórios	COGERH/FUNCEME	1
		Inventário das fontes alternativas de abastecimento	O levantamento dessas fontes é significativo para o suprimento hídrico da população bem como, para maximizar a eficiência do sistema hídrico.	SRH/COGERH	2
	Medidas de gestão e operação do sistema	Medidas para melhorar a eficiência da operação do sistema com redução de perdas aparentes e reais no sistema de água bruta e tratada	Essas medidas podem estar relacionadas com a redução de perdas no transporte e distribuição e com a implementação de hidrômetros. As perdas aparentes estão relacionadas com o consumo não autorizado (fraudes e falhas de cadastro) e imprecisão dos hidrômetros. Enquanto que, as perdas reaisestão associadas a vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição, vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetros bem como, vazamentos e extravazamentos nos aquedutos e reservatórios de distribuição.	CAGECE /COGERH	1
		Funcionamento integrado e equilibrado das várias fontes de abastecimento	A integração deve cobrir todos os corpos de água doce, incluindo tanto águas de superfície como subterrâneas considerando os aspectos quantitativos e qualitativos. Nesta ação inclui a manutenção de fontes alternativas de abastecimento.	SRH/COGERH	2
		Interrupções Noturnas	Essa é uma das formas de reduzir o consumo de água e evitar a utilização de novas fontes de abastecimento que, muitas vezes, pode gerar prejuízos ambientais de grande alcance.	CAGECE	1
		Racionamento/Reajuste de tarifa/Transposição de bacias (Depende do sistema).	Tendo em vista o possível colapso no sistema abastecimento de água das cidades, o racionamento/reajuste de tarifa/transposição de bacias é uma medida essencial para a manter a disponibilidade hídrica.	CAGECE	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 7 – Continuação Quadro 6.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
ALERTA	Medidas de expansão e melhoria da infraestrutura e da disponibilidade hídrica	Avaliação periódica da situação e do desenvolvimento esperado das ações de resposta à seca	Esta ação deve ser realizada em todas as fases de seca para analisar se as ações estão gerando as respostas desejadas. Ela vai subsidiar o planejamento e a formulação de novas ações.	SRH/COGERH/CAGECE	2
		Expansão da capacidade de produção de água subterrânea (Complexo Dunas/Barreiras)	Esta ação é um passo para integração de todas as fontes de abastecimento. Esta expansão requer a elaboração de mapas hidrogeológicos, de estudos de vulnerabilidade bem como do conhecimento da disponibilidade e da qualidade do recurso.	SRH/COGERH	1
		Implementação de obras de emergência	Uma seca exige a implementação de obras de emergência com a construção e instalação de adutoras de montagem rápida, perfuração de novos poços, transposição de bacias hidrográficas e descarga de fundo de barragens para sustentar o abastecimento das cidades.	SRH/SOHIDRA	1
		Medidas para tornar os processos de tratamento e purificação da água mais eficientes	Estes processos são a principal forma de reduzir as contaminações na água e torna-la potável, assim, aumentar a eficiência desses processos ajuda a otimizar a gestão da água e reduzir os custos do sistema de abastecimento.	CAGECE	1
	Medidas de caráter institucional	Estabelecer um quadro de informação e diálogo com as autoridades, usuários e instituições responsáveis por cada área	As autoridades, usuários e instituições gestoras devem ser informadas sobre alertas de seca mas, precisam ter vontade política para implementar uma resposta oportuna.	COGERH	1
	Medidas de caráter legal e normativo	Intensificar as medidas de fiscalização (Normativo e operacional)	Elas devem incluir a fiscalização/inspeção, irrigação controlada, proteção de mananciais e regras que definem penalidades para cada infração e arbitragem administrativas ou judiciais da punição (aplicação da pena) pois, sem ações de controle do uso da água a efetividade de sistema não será alcançada.	COGERH	1
		Decretos ou laudos de limitações ou restrições ao uso da água	A conservação da água também depende de uma série de leis e regulamentos que as autoridades podem implementar com vistas a punir ou restringir o usuário em relação ao uso não autorizado (Outorga).	COGERH	1
		Intensificar as medidas para resolução de conflitos	Para minimizar os conflitos faz-se necessário uma gestão integrada e descentralizada que utilize como instrumento uma base de informações consolidada e que tenha a participação de todos os setores.	COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 8 – Continuação Quadro 7.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
ALERTA	Medidas de impacto social	Informação ao consumidor	A comunicação com a sociedade é um passo de grande importância para conscientizar a população quanto ao papel das instituições e dela mesma na conservação da água.	CAGECE/COGERH	1
		Informações para a mídia	A mídia será o meio de informar a população sobre a situação dos recursos hídricos e sobre as medidas que os órgãos gestores estão tomando para minimizar a escassez hídrica. Ela é um meio estratégico para uma comunicação eficiente.	CAGECE/COGERH	1
		Campanhas educacionais com vista a redução do consumo	Estas campanhas ajudam a população a ter novos hábitos e condutas quanto ao consumo da água. Elas podem melhorar e aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança da sociedade em relação à disponibilidade e vulnerabilidade. Assim, elas têm o caráter de sensibilização e conscientização e devem ser realizadas no dia-a-dia.	CAGECE/COGERH	1
	Medidas de impacto ambiental	Controle das descargas residuais para os rios	As águas residuais poluentes são responsáveis pela degradação da qualidade de água e, consequentemente pela redução de água para consumo humano ou pelo aumento dos custos de tratamento da água.	SRH/COGERH	1
		Reutilização de água na ETA	A reutilização da água de lavagem dos filtros é uma forma de reduzir o desperdício de água.	CAGECE	2
		Flexibilizar as exigências ambientais e reguladoras, principalmente em relação ao reuso de esgoto	Esta ação é necessária para agilizar as obras de infraestrutura básica e de operação do sistema hídrico.	SRH	1
	Cumprimento dos objetivos de gestão de seca	Aumento de recursos financeiros e humanos para lidar com a seca	No período de seca aumentam os gastos com a gestão, com o monitoramento e com o tratamento de água e os valores arrecadados são menores por isso, é necessário mobilizar recursos para a aplicação de medidas de prevenção e mitigação.	SRH/COGERH	1
		Intensificar as atividades do grupo de trabalho para controlar a situação em o estado de seca severa	Aumentar a frequência das reuniões para monitorar as condições da seca severa.	SRH/COGERH/CAGECE/CBH	1
	Planejamento e Gestão de Secas	Planejamento das ações para o estado de seca severa	O planejamento permite definir regras de atuação e avaliar ações oportunas para mitigar a seca.	SRH/COGERH/CAGECE/CBH	1
		Elaboração de normas e decretos relativas ao grau de severidade seguinte(**Seca Severa**)	A elaboração de normas e decretos é importante para regulamentar as ações que serão implementadas para solucionar os problemas de escassez hídrica e também para que as pessoas tomem consciência da gravidade desse problema e da necessidade de mudar a forma de utilizar esse recurso.	SRH/COGERH	1
		A valiação do impacto econômico no sistema de abastecimento de água e dar soluções	Esta ação visa avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de abastecimento e avaliar as perdas econômicas.	CAGECE	1
		A valiação do impacto econômico no sistema de gestão de recursos hídricos e dar soluções	Esta ação é necessária para avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de gestão e avaliar suas perdas econômicas.	SRH/COGERH	1

Fonte: Dados da pesquisa

Quadro 9 – Estratégias de mitigação e resposta à severidade seca para o estado de Emergência I.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA I	Medidas preventivas	Avaliação periódica do consumo das localidades: disponibilidade quantitativa e qualitativa	Avaliar o problema do consumo em cada localidade inter-relacionando a disponibilidade hídrica com suas peculiaridades socioeconômicas e geoambientais.	CAGECE/COGERH	1
		Intensificar monitoramento da qualidade de água bruta	A ação de monitoramento é uma intensa atividade para acompanhar, vigiar e simultaneamente avaliar o ambiente com vistas a estabelecer diagnóstico de situação.	COGERH	1
		Intensificar monitoramento da qualidade de água tratada	Esta ação visa monitorar constantemente a qualidade da água e avaliar o seu uso para consumo humano evitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica.	CAGECE	1
		Monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos	Esta ação é necessária para avaliar a recarga dos reservatórios.	FUNCEME/COGERH	1
		Inventário das fontes alternativas de abastecimento e verificação de adequação das ETAS para tratamento de água de baixa qualidade	O levantamento dessas fontes é significativo para o suprimento hídrico da população bem como, para maximizar a eficiência do sistema hídrico.	SRH/COGERH	1
	Medidas de gestão e operação do sistema	Medidas para melhorar a eficiência da operação do sistema com redução de perdas aparentes e reais no sistema de água bruta e tratada	Redução de 10% de perdas no transporte e distribuição e com a implementação de hidrômetros. As perdas aparentes estão relacionadas com o consumo não autorizado (fraudes e falhas de cadastro) e imprecisão dos hidrômetros. Enquanto que, as perdas reais estão associadas a vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição, vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetros bem como, vazamentos e extravazamentos nos aquedutos e reservatórios de distribuição.	CAGECE /COGERH	1
		Funcionamento integrado e equilibrado das varias fontes de abastecimento	A integração deve cobrir todos os corpos de agua doce, incluindo tanto águas de superfície como subterrâneas considerando os aspectos quantitativos e qualitativos. Nesta ação inclui a manutenção de fontes alternativas de abastecimento.	SRH/COGERH	1
		Intensificação das interrupções Noturnas	Essa é uma das formas de reduzir o consumo de água e evitar a utilização de novas fontes de abastecimento que, muitas vezes, pode gerar prejuízos ambientais de grande alcance.	CAGECE	1
		Racionamento/Reajuste de tarifa/Transposição de bacias/AMR/Reuso de esgoto/suspensão de irrigação/multas (Depende do sistema).	Tendo em vista o possível colapso no sistema abastecimento de água das cidades, o (a) racionamento/Reajuste de tarifa/Transposição de bacias/AMR/Reuso de esgoto/suspensão de irrigação/multas é uma medida essencial para a manter a disponibilidade hídrica.	CAGECE	1
	Medidas de caráter institucional	Estabelece um quadro de informação e dialogo com as autoridades, usuários e instituições responsáveis por cada área	As autoridades, usuarios e instituições gestoras devem ser informadas sobre alertas de seca mas, precisam ter vontade politica para implementar uma resposta oportuna.	COGERH	1
	Medidas de caráter legal e normativo	Intensificação das medidas de fiscalização (Normativo e operacional)	Elas devem inchair a fiscalização/inspeção, regras que definem penalidades para cada infração e arbitragem administrativas ou judiciais da punição (aplicação da pena) pois, sem ações de controle do uso da agua a efetividade de sistema não sera alcançada.	COGERH	1
		Decretos ou laudos de limitações ou restrições ao uso da água.	A conservação da água também depende de uma série de leis e regulamentos que as autoridades podem implementar com vistas a punir ou restringir o usuario em relação ao uso não autorizado.	COGERH	1
		Intensificação das medidas para resolução de conflitos	Para minimizar os conflitos faz-se necessario uma gestão integrada e descentralizada que utilize como instrumento uma base de informações consolidada e que tenha a participação de todos os setores.	COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 10 – Continuação do Quadro 9.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA I	Medidas de impacto social	Informação ao consumidor	A comunicação com a sociedade é um passo de grande importância para conscientizar a população quanto ao papel das instituições e dela mesma na conservação da água.	CAGECE	1
		Informações para a mídia (Mudanças no setor de Construção Civil)	A mídia será o meio de informar a população sobre a situação dos recursos hídricos e sobre as medidas que os órgãos gestores estão tomando para minimizar a escassez hídrica. Ela é um meio estratégico para uma comunicação eficiente.	CAGECE/COGERH	1
		Intensificação de campanhas educacionais com vista a redução do consumo	Estas campanhas ajudam a população a ter novos hábitos e condutas quanto ao consumo da água. Elas podem melhorar e aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança da sociedade em relação à disponibilidade e vulnerabilidade. Assim, elas têm o caráter de sensibilização e conscientização e devem ser realizadas no dia-a-dia.	CAGECE	1
	Medidas de impacto ambiental	Acompanhamento da exploração dos aquíferos	Em virtude da incerteza que existe sobre os mecanismos de recarga de aquíferos na região em estudo deve ser realizado um acompanhamento das explorações a fim de não colocar essas fontes em risco.	SRH	1
		Intensificar o controle das descargas residuais para os rios	As águas residuais poluentes são responsáveis pela degradação da qualidade de água e, consequentemente pela redução de água para consumo humano ou pelo aumento dos custos de tratamento da água.	COGERH/SRH	1
		Intensificar a reutilização de água na ETA	A reutilização da água de lavagem dos filtros é uma forma de reduzir o desperdício de água.	CAGECE	2
	Cumprimento dos objetivos de gestão de seca	Flexibilizar as exigencias ambientais e reguladoras	Esta ação é necessária para agilizar as obras de infraestrutura hídrica.	CAGECE/SEMACE	1
		Aumento de recursos financeiros e humanos para lidar com a seca	No período de seca aumentam os gastos com a gestão, com o monitoramento e com o tratamento de água e os valores arrecadados são menores por isso, é necessário mobilizar recursos para a aplicação de medidas de prevenção e mitigação (reajuste de tarifa).	SRH/COGERH/CAGECE	1
		Intensificar as atividades do grupo de trabalho para controlar a situação no estado de seca severa	Aumentar a frequência das reuniões para monitorar as condições da seca severa.	SRH/COGERH/CAGECE/CBH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 11 – Continuação do Quadro 10.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA I	Medidas de expansão e melhoria da infraestrutura e da disponibilidade hídrica	Expansão da capacidade de produção de água subterrânea (Complexo Dunas/Barreiras)	Esta ação é um passo para integração de todas as fontes de abastecimento. Esta expansão requer a elaboração de mapas hidrogeológicos, de estudos de vulnerabilidade bem como do conhecimento da disponibilidade e da qualidade do recurso.	SRH	2
		Implementação de obras de emergência	Uma seca de grande severidade exige a implementação de obras de emergência com a construção de enseadeiras, instalação de adutoras de montagem rápida e a perfuração de novos poços para sustentar o abastecimento das cidades.	SRH	2
		Possibilidade do uso de reservas estratégicas	As reservas estratégicas da RMF correspondem: (i) volume "morto" do Pacoti-Riachão (cota 31); (ii) volume "morto" do açude Gavião (cota 35,5); (iii) reservas do reservatório Aracoiaba; e (iv) volume do açude Castanhão a partir do nível de racionamento para o setor de irrigação.	COGERH	3
		Medidas para tornar os processos de tratamento e purificação da água mais eficientes	Estes processos são a principal forma de reduzir as contaminações na água e torna-la potável, assim, aumentar a eficiência desses processos ajuda a otimizar a gestão da água e reduzir os custos do sistema de abastecimento.	CAGECE	1
	Planejamento e Gestão de Secas	Avaliação periódica da situação e do desenvolvimento esperado das ações de resposta à seca	Esta ação deve ser realizada em todas as fases de seca para analisar se as ações estão gerando as respostas desejadas. Ela vai subsidiar o planejamento e a formulação de novas ações.	COGERH/CAGECE	1
		Planejamento de campanhas de informação	Uma grande restrição que existe no planejamento de resposta a seca é a falta de compreensão desse fenômeno por parte da população e muitas vezes, dos decisores políticos por isso a sensibilização da opinião pública de um modo geral é importante para a eficácia dos esforços de preparação a seca.	CAGECE/SRH/COGERH	1
		Planejamento das ações da seca extrema	O planejamento permite definir regras de atuação e avaliar ações oportunas para mitigar a seca.	CAGECE/SRH/COGERH/CBH	1
		Elaboração de normas e decretos relativos ao grau de severidade seguinte(**Seca Extrema**)	A elaboração de normas e decretos é importante para regulamentar as ações que serão implementadas para solucionar os problemas de escassez hídrica e também para que as pessoas tomem consciência da gravidade desse problema e da necessidade de mudar a forma de utilizar esse recurso.	SRH/COGERH	1
		Avaliação do impacto econômico no sistema de abastecimento de água e esgoto e das soluções	Esta ação visa avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de abastecimento e avaliar as perdas econômicas.	CAGECE	1
		Avaliação do impacto econômico no sistema de gestão de recursos hídricos e das soluções	Esta ação é necessária para avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de gestão e avaliar suas perdas econômicas.	SRH/COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 12 - Estratégias de mitigação e resposta à severidade seca para o estado de Emergência II.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA II	Medidas preventivas	Avaliação periódica do consumo das localidades: disponibilidade quantitativa e qualitativa	Avaliar o problema do consumo em cada localidade inter-relacionando a disponibilidade hídrica com suas peculiaridades socioeconômicas e geoambientais.	CAGECE	1
		Monitoramento intenso da qualidade de água bruta	A ação de monitoramento é uma intensa atividade para acompanhar, vigiar e simultaneamente avaliar o ambiente com vistas a estabelecer diagnóstico de situação.	COGERH	1
		Monitoramento intenso da qualidade de água tratada	Esta ação visa monitorar constantemente a qualidade da água e avaliar o seu uso para consumo humano evitando a disseminação de doenças de veiculação hídrica.	CAGECE	1
		Monitoramento dos parâmetros hidrometeorológicos	Esta ação é necessária para avaliar a recarga dos reservatórios.	COGERH/FUNCEME	1
		Inventário das fontes alternativas de abastecimento	O levantamento dessas fontes é significativo para o suprimento hídrico da população bem como, para maximizar a eficiência do sistema hídrico.	SRH/COGERH	1
	Medidas de gestão e operação do sistema	Medidas para melhorar a eficiência da operação do sistema com redução de perdas aparentes e reais no sistema de água bruta e tratada	Essas medidas podem estar relacionadas com a redução de perdas no transporte e distribuição e com a implementação de hidrômetros. As perdas aparentes estão relacionadas com o consumo não autorizado (fraudes e falhas de cadastro) e imprecisão dos hidrômetros. Enquanto que, as perdas reaisestão associadas a vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição, vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetros bem como, vazamentos e extravazamentos nos aquedutos e reservatórios de distribuição.	CAGECE /COGERH	1
		Funcionamento integrado e equilibrado das várias fontes de abastecimento	A integração deve cobrir todos os corpos de água doce, incluindo tanto águas de superfície como subterrâneas considerando os aspectos quantitativos e qualitativos. Nesta ação inclui a manutenção de fontes alternativas de abastecimento.	SRH/COGERH	1
		Estabelece um quadro de informação e diálogo com as autoridades, usuários e instituições responsáveis por cada área	As autoridades, usuários e instituições gestoras devem ser informadas sobre alertas de seca mas, precisam ter vontade política para implementar uma resposta oportuna.	COGERH	1
	Medidas de caráter institucional	Intensificação das medidas de fiscalização (Normativo e operacional)	Elas devem inchair a fiscalização/inspeção, regras que definem penalidades para cada infração e arbitragem administrativas ou judiciais da punição (aplicação da pena) pois, sem ações de controle do uso da água a efetividade de sistema não será alcançada.	COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa.

Quadro 13 – Continuação Quadro 12.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA II	Medidas de caráter legal e normativo	Decretos ou laudos de limitações ou restrições ao uso da água	A conservação da água também depende de uma série de leis e regulamentos que as autoridades podem implementar com vistas a punir ou restringir o usuário em relação ao uso não autorizado.	COGERH	1
		Intensificação das medidas para resolução de conflitos	Para minimizar os conflitos faz-se necessário uma gestão integrada e descentralizada que utilize como instrumento uma base de informações consolidada e que tenha a participação de todos os setores.	COGERH	1
		Atuar sobre a tarifa de água e esgoto (Multas)	O planejador pode atuar sobre a tarifa de água e esgoto como forma de induzir a população a reduzir o consumo. Assim, quanto menos o usuário utilizar a água, economizar e racionar, menor será o valor em sua conta de água.	CAGECE	1
	Medidas de impacto social	Intensificação das informações ao consumidor	A comunicação com a sociedade é um passo de grande importância para conscientizar a população quanto ao papel das instituições e dela mesma na conservação da água.	CAGECE	1
		Intensificação das informações para a mídia, destacando a suspensão de lava-jato, o corte por desperdício, multas e a suspensão de irrigação	A mídia será o meio de informar a população sobre a situação dos recursos hídricos e sobre as medidas que os órgãos gestores estão tomando para minimizar a escassez hídrica. Ela é um meio estratégico para uma comunicação eficiente.	CAGECE/COGERH	1
		Intensificação das campanhas educacionais com vista a redução do consumo	Estas campanhas ajudam a população a ter novos hábitos e condutas quanto ao consumo da água. Elas podem melhorar e aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança da sociedade em relação à disponibilidade e vulnerabilidade. Assim, elas têm o caráter de sensibilização e conscientização e devem ser realizadas no dia-a-dia.	CAGECE	1
	Medidas de impacto ambiental	Interrupções Noturnas	Essa é uma das formas de reduzir o consumo de água e evitar a utilização de novas fontes de abastecimento que, muitas vezes, pode gerar prejuízos ambientais de grande alcance.	CAGECE	1
		Operação carro pipa em pontos críticos e periurbano	O uso do carro pipa é uma realidade e está intrinsamente associado ao problema da distribuição de água a populações rurais e urbanas habitam regiões vulneráveis às secas e que se encontram em situação ou estado de calamidade pública.	CAGECE	1
		Intensificação do racionamento	Tendo em vista o possível colapso no sistema abastecimento de água das cidades, o racionamento é uma medida essencial para a manter a disponibilidade hídrica.	CAGECE	1
		Controle das descargas residuais para os rios, dessalinização do oceano e Trens Pipa	As águas residuais poluentes são responsáveis pela degradação da qualidade de água e, consequentemente pela redução de água para consumo humano ou pelo aumento dos custos de tratamento da água e esgoto.	SRH/COGERH	1
		Reutilização de água e esgoto (obras de contenção civil de adequação	Esta ação pode ser implantada em sistemas agropecuários como a agricultura irrigada e a aquicultura.	CAGECE	1

Fonte: Dados da Pesquisa

Quadro 14 – Continuação Quadro 13.

Estado	Classe	Tipo de Ação	Descrição	Responsável	Prioridade
EMERGÊNCIA II	Cumprimento dos objetivos de gestão de seca	Flexibilizar as exigências ambientais e reguladoras	Esta ação é necessária para agilizar as obras de infraestrutura hídrica.	SRH	1
		Aumento de recursos financeiros e humanos para lidar com a seca	No período de seca aumentam os gastos com a gestão, com o monitoramento e com o tratamento de água e os valores arrecadados são menores por isso, é necessário mobilizar recursos para a aplicação de medidas de prevenção e mitigação.	SRH/COGERH/CAGECE	1
		Intensificar as atividades do grupo de trabalho para controlar a situação eno estado de seca severa	Aumentar a frequência das reuniões para monitorar as condições da seca severa.	SRH/COGERH/CAGECE/CBH	1
		Expansão da capacidade de produção de água subterrânea (Complexo Dunas/Barreiras)	Esta ação é um passo para integração de todas as fontes de abastecimento. Esta expansão requer a elaboração de mapas hidrogeológicos, de estudos de vulnerabilidade bem como do conhecimento da disponibilidade e da qualidade do recurso.	SRH	1
	Medidas de expansão e melhoria da infraestrutura e da disponibilidade hídrica	Implementação de obras de emergência	Uma seca de grande severidade exige a implementação de obras de emergência com a construção e instalação de adutoras de montagem rápida, ensecadeiras e a perfuração de novos poços para sustentar o abastecimento das cidades.	SRH	1
		Utilização das reservas estratégicas	As reservas estratégicas da RMF correspondem: (i) volume "morto" do Pacoti-Riachão (cota 31); (ii) volume "morto" do açude Gavião (cota 35,5); (iii) reservas do reservatório Aracoiaba; e (iv) volume do açude Castanhão a partir do nível de racionamento para o setor de irrigação.	COGERH	1
		Intensificação das medidas para tornar os processos de tratamento e purificação da água mais eficientes	Estes processos são a principal forma de reduzir as contaminações na água e torna-la potável, assim, aumentar a eficiência desses processos ajuda a otimizar a gestão da água e reduzir os custos do sistema de abastecimento.	CAGECE	1
		Avaliação da situação e do desenvolvimento esperado das ações de resposta à seca	Esta ação deve ser realizada em todas as fases de seca para analisar se as ações estão gerando as respostas desejadas. Ela vai subsidiar o planejamento e a formulação de novas ações.	SRH/COGERH	1
	Planejamento e Gestão de Secas	Avaliação do impacto econômico no sistema de abastecimento de água	Esta ação visa avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de abastecimento e avaliar as perdas econômicas.	CAGECE	1
		Avaliação do impacto econômico no sistema de gestão de recursos hídricos	Esta ação é necessária para avaliar o impacto da seca sobre o faturamento da companhia de gestão e avaliar suas perdas econômicas.	SRH/COGERH	1

Fonte: Dados da Pesquisa

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CID, D. A. C. **Alocação intertemporal e múltiplos usuários: Estudo de caso do Sistema Jaguaribe-Metropolitano**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, 2017.

COLORADO WATER CONSERVATION BOARD**. Municipal Drought Management Plan Guidance Document.** State of Colorado, 2010. 123p.

_____. **The Colorado Drought Mitigation and Response Plan August.** State of the Colorado, 2013. 736p.

DENVER WATER. **Drought Response Plan**. State of the Colorado: Denver, 2014. 22p.

GONZÁLEZ, F. C.; MORCILLO, J. C. **Guía para la elaboración de planes de emergência por sequía em sistemas de abastecimiento urbano**. Ministerio de Medio Ambiente: Associación Española de abastecimentos de agua y saneamento. 83p. 2007.

TURNER II, B. L.; KASPERSON, R. E.; MATSON, P. A.; McCARTHY, J. J.; CORELL, R. W.; CHRISTENSEN, L.; ECKLEY, N.; KASPERSON, J. X.; LUERS, A.; MARTELLO, M. L.; POLSKY, C.; PULSIPHER, A.; SCHILLER, A. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 14, p. 8074-8079, 2003. DOI: 10.1073/pnas.1231335100

SUPORTE À DECISÃO: APLICAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA

Luiz Martins de Araujo Junior
Francisco de Assis de Souza Filho

1. MATRIZ DE PLANEJAMENTO DE AVERSÃO AO RISCO

Sendo vazão afluente de natureza estocástica, tem-se que o planejamento associado a sistemas de recursos hídricos estão necessariamente sujeitos a incertezas. Nesse contexto, a matriz de planejamento de um sistema de abastecimento de múltiplos usos, deve ser uma matriz em que as medidas de mitigação das secas relacionadas a cada grau de severidade obedeçam ao critério de aversão ao risco, isto é, ações de respostas a secas mais amenas só podem ser tomadas quando o monitoramento indicar uma diminuição da severidade das secas.

De forma objetiva, nos casos em que a previsão indicar uma melhoria na condição do nível de seca e o monitoramento não diagnosticar tal melhora, então as ações aplicadas devem permanecer baseadas no grau de severidade atual (do monitoramento), já se o prognóstico das afluências mostra uma piora no estado de seca, medidas do atual estado de seca devem ser intensificadas e dependendo do grau de severidade previsto pode-se começar a preparação para o estado de seca seguinte.

A intensificação das ações de mitigação às secas se dar de duas maneiras, a primeira pela ordem de prioridade, que pode varia de 1 a 3, sendo que 1 representa as ações "Necessárias", 2 significa ações "Importantes e 3 ações "Complementares", a segunda está relacionada a adoção de um maior rigor nas ações tomadas, principalmente nas que se referem a fiscalização e penalização.

A Tabela 1 mostra a matriz simbólica das ações de respostas a seca para cada nível de severidade, em que "M" representa a medida a ser tomada, o primeiro algarismo numérico indica o grau de severidade da seca apontada no monitoramento e o segundo algarismo numérico representa a prioridade arbitrada, previamente por técnicos e gestores do sistema hídrico, para a ação a ser desenvolvida.

Em relação as cores, ir do "branco" até o "vermelho escuro", implica em um aumento real da severidade da seca ou no caso contrário em que se vai do "vermelho escuro" até o "branco" indica uma melhora no quadro de seca, ao percorrer uma dada linha da Tabela 1, sendo a linha representativa do monitoramento. Percorrendo a Tabela 1 em colunas, ir do "branco" até o "vermelho escuro" significa uma tendência de agravamento da seca atual, e o inverso estar relacionado a uma tendência de recuperação do sistema hídrico. A diagonal da esquerda para a direita é indicativa de persistência do quadro de seca atual.

Tabela 1 – Matriz simbólica de planejamento com aversão ao risco de seca.

		Previsão				
Monitoramento		D0	D1	D2	D3	D4
	D0	M01	M01*	M02*	M03*	M03*
	D1	M11	M11	M12*	M13*	M13*
	D2	M21	M21	M21	M22*	M23*
	D3	M31	M31	M31	M31	M32*
	D4	M41	M41	M41	M41	M41

* Iniciar preparação para o estado de seca seguinte

M – Medidas; 1º algarismo – Estado de seca observado; 2º algarismos – Prioridade das medidas.

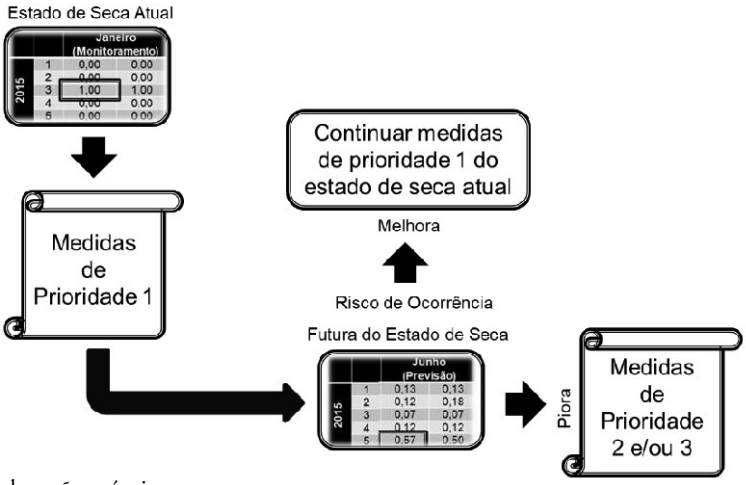
Fonte: Elaboração Própria.

2. APLICAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA COMO UMA FERRAMENTA PROATIVA PARA O PLANEJAMENTO DA SECA DA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA

Conhecendo-se o volume atual do Sistema de Jaguaribe-Metropolitana (SJM), os cenários de operação do sistema e suas probabilidades de alteração de estados de seca, e além disso, sabendo-se previamente as pressões que atuam sobre o sistema de abastecimento e os impactos por elas causados, ou seja, as vulnerabilidades a que o sistema está susceptível e de posse das ações de mitigação e resposta das seca elaboradas em conjunto com um grupo de atores do sistema hídrica e seguindo a matriz de planejamento de aversão ao risco (apresentada na Tabela 1), a seguir será mostrado, a título ilustrativo, o funcionamento integrado de todos os componentes do Sistema de Gerenciamento (SGS), conforme Figura 1, exemplificando o suporte a tomada de decisão à planejadores do sistema hídrico em estudo.

Na Figura 1, o Cenário 1 foi adotado para RMF, tendo este um viés mais seco, e o ano escolhido foi o de 2015. Este cenário que inicializa em janeiro, mostrou que o ano iniciou em estado de Alerta, segundo os dados de monitoramento (ver Tabela 2), com nível de racionamento (Nrac) 3 em que 10% da demanda da RMF deve sofre racionamento a partir desse mês. Além do racionamento, o capítulo XX mostra que medidas proativas devem ser adotadas para o estado de Alerta pelas instituições que gerenciam os recursos hídricos.

Figura 1 – Fluxograma de aplicação do SGS como um suporte à tomada de decisão.



Fonte: Elaboração própria

Tabela 2 - Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do nível de racionamento em 2015 para o reservatório equivalente da bacia Metropolitana.

		Janeiro (Monitoramento)	**Junho (Previsão)**
Ano	Nrac	Cenário1	Cenário1
2015	1	0,00	0,13
	2	0,00	0,12
	3	**1,00**	0,07
	4	0,00	0,12
	5	0,00	0,57

Fonte: Elaboração própria

Baseado no monitoramento, as instituições devem realizar as ações de prioridade 1, consideradas "necessárias" para esse estado de seca. Por exemplo, segundo a classe de medidas de monitoramento e preventivas a CAGECE e a COGERH devem avaliar a disponibilidade hídrica quantitativamente e qualitativamente para o consumo com base nas peculiaridade socioecômicas e geoambientais de cada localidade, segundo a classe de medidas de gestão e operação do Sistema, as mesmas instituições citadas devem trabalhar para melhorar a eficiência da operação com redução de perdas aparentes e reais no sistema de água bruta e tratada, segundo a classe de medidas de impacto social, deve-se realizar campanhas educacionais no intuito de reduzir o consumo de água, segundo a classe de medidas de impacto ambiental, a SRH deve flexibilizar as exigências ambientais e

reguladora afim de agilizar obras de infraestrutura básica e de operação do sistema hídrico.

Ainda segundo Tabela 2, para o Cenário 1 a um maior risco do Nrac ser alterado para cinco em junho, indicando piora com um prognóstico do estado de Emergência II, isso faz com que a matriz de planejamento de aversão ao risco (Tabela 1) seja percorrida em linhas até o "vermelho escuro" indicando uma tendência de agravamento da seca atual e que medidas classificadas como "importantes"(prioridade 2) e "complementares" (prioridade 3) devem ser adotadas até junho quando haverá uma nova tomada de decisão (Ver Figura 1).

Nesse contexto, segundo a classe de medidas de monitoramento e preventivas a SRH e a COGERH, devem fazer um levantamento de possíveis fontes alternativas de suprimento hídrico da população, segundo a classe de medidas de expansão e melhoria da infraestrutura e da disponibilidade hídrica a SRH e a COGERH, devem fazer uma avaliação da situação e do desenvolvimento das ações estão gerando as respostas desejadas, segundo a classe de medidas de impacto ambiental, a CAGECE deve reutilizar a água de lavagem dos filtros como forma de reduzir o desperdício de água. Estas são apenas alguns exemplos das medidas que devem ser tomadas com base no cenário prognosticado, tais medidas devem continuarem a serem realizadas até que o monitoramento, nos meses de tomada de decisão, indique uma diminuição do grau de severidade da seca. O caso desse prognóstico indica um grau de severidade de seca muito elevado, indicando que além das medidas apontadas no plano, os planejadores e gestores do sistema de abastecimento da RMF devem começar a se preparar para o próximo estado de seca.

3. CONCLUSÕES

O sistema de gerenciamento de seca está associado a tomada de decisão sobre estratégias e ações que deveram ser operacionalizadas sobre o SJM a fim de reduzir as vulnerabilidades do sistema. Essa tomada de decisão se caracteriza como um planejamento evolutivo e adaptativo, que devem se basear em uma visão de gerenciamento de risco. Para auxiliar nesse planejamento foram estabelecidos quatros estágios de severidade de seca (Pré-Alerta, Alerta, Emergência I e Emergência II) e um estado de normalidade associados aos volumes do REJ e REM que servem como gatilhos para o disparo de ações de mitigação e resposta às secas.

Tais ações foram amplamente discutidas com gestores, planejadores e responsáveis pelo SJM e em seguida caracterizadas em 10 classes que vão desde de medidas de gestão e operação do sistema a medidas de caráter institucional, legal e normativa. Essas ações pensadas para cada estado de severidade da seca e priorizadas por uma classificação de medidas "Necessárias", Importantes" e "Complementares". Conclui-se que para um melhor aproveitamento das ações definidas

estas devem seguir uma matriz de planejamento com critérios de aversão ao risco que integra o estado atual e o prognóstico de afluências, de modo que se a previsão apontar uma melhoria na severidade da seca e o monitoramento não mostrar tal melhora, as ações de mitigação devem permanecer baseadas no estado de seca identificado pelo monitoramento, se o prognóstico mostrar uma piora as ações devem ser intensificadas e dependendo do grau de severidade previsto ações do estado de seca seguinte podem começar a ser preparadas.

NÍVEIS METAS DE RESERVATÓRIOS COMO GATILHOS DE SECA: APLICAÇÃO NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO JAGUARIBE-METROPOLITANO

Daniel Antônio Camelo Cid
Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A região semiárida brasileira é marcada pela alta variabilidade temporal e espacial do seu regime de chuvas, pelas altas taxas de evaporação e por seus rios intermitentes, gerando incertezas quanto a disponibilidade dos recursos hídricos. Na tentativa de combater essas incertezas, os reservatórios são utilizados como transportadores de água no tempo, armazenando água em períodos chuvosos e liberando em períodos de estiagens.

As liberações dos reservatórios são realizadas através da execução de regras operacionais que indicam o volume do reservatório ou a vazão efluente que se pretende atingir em intervalos de tempos diários, semanais ou mensais (LOUCKS; STEDINGER; HAITH, 1981), visando o suprimento das demandas para se atingir objetivos sociais, tal como abastecimento de populações, objetivos econômicos, tais como geração de energia elétrica e produção agrícola, além de objetivos ambientais (manutenção de vazões mínimas ambientais, por exemplo).

Em regiões que apresentam grande ocorrência de períodos secos, comumente adota-se uma operação de reservatórios baseada na reserva estratégica de água. Os operadores reduzem as liberações de água quando os reservatórios atingem um determinado volume de acumulação na tentativa de armazenar alguma parcela de água no reservatório que possa ser utilizado em futuras retiradas quando os recursos estiverem mais escassos. (LOUCKS; BEEK, 2005). Essa política de operação, denominada Salvaguarda, em inglês Hedging, cria um trade-off entre atender plenamente os diversos usuários de água e manter água no reservatório para utilização quando a disponibilidade hídrica estiver ainda menor. A principal característica desta regra de operação é a diminuição dos riscos e dos custos das grandes falhas, em detrimento do aumento do número de pequenas falhas ao longo do tempo (DRAPER; LUND, 2004).

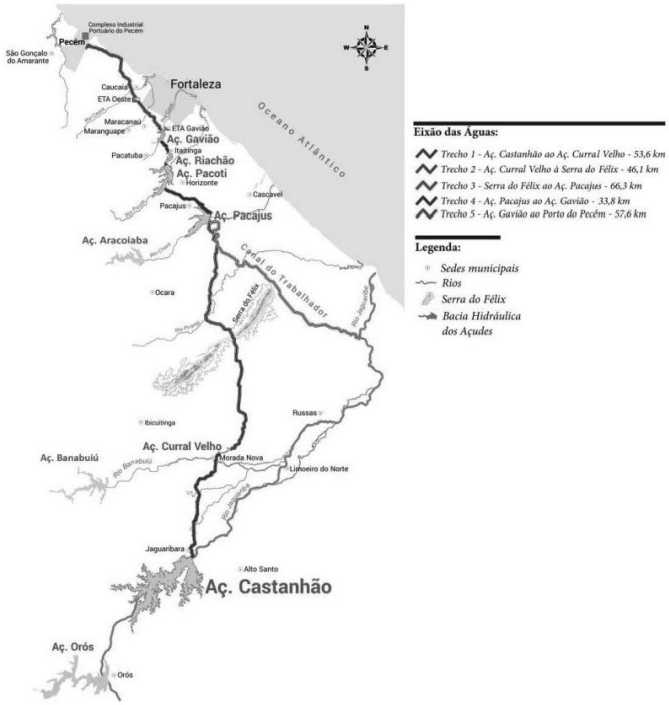
As regras de operações de um reservatório, ou sistema de reservatórios, devem ser incorporadas em um plano de seca, servindo como guia orientador para utilização dos recursos disponíveis e operação das infraestruturas de abastecimento em períodos de seca (GONZÁLEZ e MORCILLO, 2007). Na elaboração de um plano de seca, os riscos toleráveis do sistema devem ser informados pelos tomadores de decisão. Esta se configura uma decisão interativa, inicialmente tomada ad hoc que tem seus benefícios e riscos analisados através de simulação e otimização. Além disso, é um processo dinâmico e que deve evoluir durante a

construção das diferentes versões do plano. (SOUZA FILHO et al. 2016)

Assim, apresenta-se uma metodologia para a construção de uma regra operação de um sistema de reservatórios baseada no zoneamento (salvaguardas), na qual se definem níveis metas como indicadores do estado de seca. Esses indicadores funcionam como gatilhos que acionam a vazão disponível para atendimento das demandas e a transferência entre os sistemas para alocação de água. A definição desses níveis incorpora a participação dos usuários e gestores de água para a definição de riscos toleráveis do sistema.

O local de aplicação deste estudo foi o sistema de abastecimento de água bruta Jaguaribe-Metropolitano, localizado no Estado do Ceará. Esse sistema está situado em uma região que tem a seca como principal evento climático, podendo ser uma referência para todos os locais acometidos pelo mesmo tipo de evento. As bacias hidrográficas deste sistema estão na porção centro-nordeste do Estado e possuem como reservatórios estratégicos: (i) Castanhão, Orós e Banabuiú, na Bacia do Jaguaribe; (ii) Gavião, Pacoti/Riachão, Pacajus e Aracoiaba, na região hidrográfica Bacias Metropolitanas. A Figura 1 mostra a mapa esquemático deste sistema.

Figura 1– Mapa esquemático do Sistema Jaguaribe-Metropolitano



Fonte: CEARÁ (2016)

2. METODOLOGIA

Os níveis metas definem limiares mensais em que os tomadores de decisão devem basear-se para caracterizar o atual estado de seca de um reservatório (ou sistema de reservatórios), definindo o racionamento dos usos nas bacias, a transferência entre os reservatórios e o acionamento de ações e medidas que possam combater e mitigar os prejuízos causados pela escassez de água. Assim, foram construídos níveis metas de operação mensal que incorporaram a preferência dos usuários e gestores de água. Inicialmente, definiu-se cinco estados de seca para as bacias, a saber: Normal, Alerta, Seca, Severa e Seca extrema. Em seguida, utilizou-se a estratégica metodológica descrita abaixo para construção dos níveis metas e avaliação do impacto desse tipo de operação no sistema de Jaguaribe-Metropolitano.

A estratégia metodológica utilizada contou com as seguintes etapas:

i. definição da preferência dos usuários e gestores de recursos hídricos;
ii. construção de regras de operação utilizando Níveis Metas para caracterização de estados de seca e transferência hídrica entre as bacias, utilizando reservatórios Equivalentes;
iii. avaliação do impacto da regra de operação definida a longo prazo, utilizando o sistema de reservatórios desagregado;

- ***Definição da preferência dos usuários***

Esta etapa propõe a participação coletiva dos usuários de água, da sociedade civil e do poder público na definição dos riscos toleráveis de desabastecimento e dos valores de transferência hídrica entre as bacias envolvidas, garantindo a gestão descentralizada, participativa e integrada dos recursos hídricos. Os riscos toleráveis são definidos pelos agentes envolvidos no processo de alocação e expressam as taxas de racionamento e a frequência das falhas de abastecimento admitido em cada nível de seca. Nesta fase, foram definidos valores quantitativos a partir do reconhecimento das severidades associadas às restrições de uso da água. Os valores de transferência entre as bacias são baseados no nível de seca de cada um dos sistemas. Dessa forma, elabora-se uma matriz de trade-off de transferências, definindo-se um montante de transferência hídrica a partir do cruzamento do estado de seca de cada sistema.

Neste livro, o risco tolerável e a transferência entre os sistemas foram definido de maneira Ad Hoc, com o intuito de demonstrar como a metodologia pode ser implementada na prática. Apresenta-se no Quadro 1 as variáveis que devem ser preenchidas através do processo participativo com os usuários e agentes envolvidos no processo de alocação de águas, bem como os valores utilizados nesta simulação. Neste quadro será possível observar valores de frequências de falhas admitidas, taxas de racionamento impostas e transferência hídrica entre os sistemas para cada nível de seca.

- *Definição da Regra de operação utilizando Níveis Metas*

Os três principais reservatórios da bacia do Jaguaribe (Castanhão, Orós e Banabuiú) e os cinco principais da bacia Metropolitana (Aracoiaba, Pacajús, Pacoti, Riachão e Gavião) foram agregados construindo-se dois reservatórios equivalentes. Optou-se por essa simplificação do sistema para que se diminuísse o número de variáveis de decisões na otimização do processo construção dos níveis metas. As vazões, as taxas de evaporação, curva área-volume e as demandas dos reservatórios equivalentes, bem como a metodologia utilizada para a criação dos reservatórios equivalentes podem ser consultados com maiores detalhes no trabalho de Cid (2017).

Quadro 1 - Definição dos riscos toleráveis de desabastecimento e os valores de transferência hídrica propostos neste estudo

Frequência das Falhas no nível - *FFn* (Porcentagem do tempo em que o reservatório se encontra abaixo do nível considerado)					
Reservatório	Normal	Alerta	Seca	Seca Severa	Seca Extrema
Jaguaribe	60%	35%	15%	5%	0%
Metropolitano	40%	20%	10%	2%	0%

Taxas de racionamento (fração da demanda de referência)					
Reservatório	Normal	Alerta	Seca	Seca Severa	Seca Extrema
Jaguaribe	0%	0%	20%	30%	50%
Metropolitano	0%	0%	10%	20%	50%

Trade-off de transferência hídrica entre sistemas (m^3/s)								
		Metropolitano						
	Normal	Alerta		Seca	Seca Severa	Seca Extrema	Colapso	
Jaguaribe	Normal	0,00	6,30	7,65	9,00	9,00		9,00
	Alerta	0,00	6,30	7,65	9,00	9,00		9,00
	Seca	0,00	6,30	7,65	9,00	9,00		9,00
	Seca Severa	0,00	6,30	7,65	7,65	7,65		7,65
	Seca Extrema	0,00	6,30	6,30	6,30	6,30		6,30
	Colapso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00

Balanço Hídrico do Reservatório

Para se determinar o volume de acumulação do reservatório foi aplicada a equação do balanço hídrico, dada por:

$$V_{t+\Delta t} = V_t + I_t - E_t.A_t - R_t - P_t - S_t \quad (1)$$

Onde,

$V_{t+\Delta t}$ = Volume do reservatório no período de tempo t+, onde =1 mês

V_t = Volume armazenado no início do período de tempo t;

I_t = Volume afluente ao reservatório durante o período de tempo t (natural e de transferência);

E_t = Lâmina evaporada durante o período de tempo t, suposta constante ao longo do período;

A_t = Área do espelho d'água no início do período t;

R_t = Retiradas operacionais visando suprimento das demandas e transferências;

S_t = Perdas por infiltração, consideradas nulas neste trabalho;

P_t = Vertimento.

- ***Operação com salvaguardas***

A regra de operação dos reservatórios foi baseada em sete estágios de liberação descritos a seguir:

i. no primeiro estágio (1) o reservatório está com volume menor que o necessário no período para suprir a retirada no nível de racionamento 4 (R x Rac4). Nessa situação, libera-se o volume de água disponível no reservatório, secando-o. Diz-se que o reservatório entrou em Colapso.

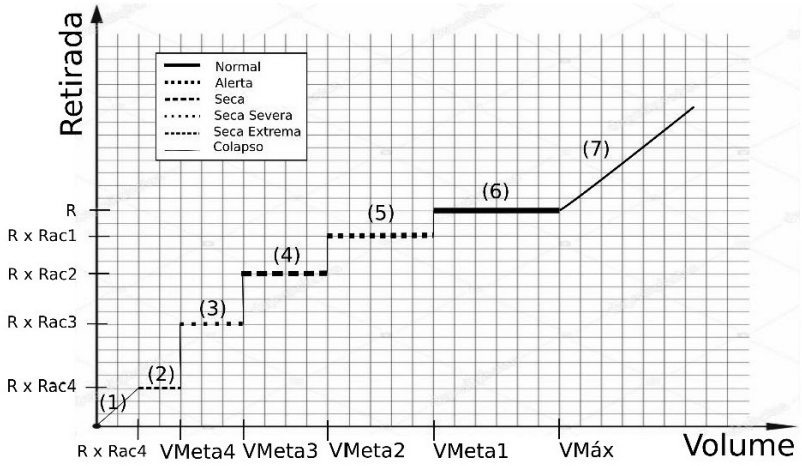
ii. No segundo estágio (2) há um volume do reservatório (V) menor que o nível meta 4. Utiliza-se um coeficiente de racionamento Rac4 que, multiplicado a retirada R, irá definir o valor da retirada naquela situação. O mesmo acontece para os estágios (3), (4), (5), quando o estoque está abaixo dos respectivos volumes metas (3, 2 e 1), aplicando-se um coeficiente de racionamento Rac3, Rac2, Rac1, respectivamente para os três níveis.

iii. No sexto estagio (6), há um volume do reservatório (V) suficiente para o suprimento de toda a vazão regularizada, neste caso a liberação é igual à vazão de referência (R).

iv. No sétimo estágio (7) o volume do reservatório é maior que o volume máximo de conservação (caso não haja comportas) o volume liberado será a vazão de referência (R) somada ao vertimento, (V-Vmax).

A Figura 2 mostra o desenho esquemático da regra de operação. Ressalta-se que os coeficientes de racionamentos (Rac) foram definidos na etapa anterior, conforme descreveu-se no Quadro 1.

Figura 2 - Regra de operação com salvaguardas



Construção dos níveis metas

A definição dos níveis metas baseia-se na construção de uma curva calculada da seguinte forma:

i. O primeiro nível meta é construído, inicialmente, a partir de uma curva de disponibilidade tomando como ponto inicial um volume V_1 do reservatório no mês de janeiro. Utiliza-se a equação do balanço hídrico com vazão afluente zero, transferência mensal zero e retirada mensal R para o cálculo da acumulação dos onzes meses subsequentes. Esta curva indica o menor volume que o reservatório irá atingir partindo do ponto inicial V_1.

ii. Uma segunda curva é construída tomando-se como o volume do décimo segundo mês o mesmo valor V_1. Utiliza-se a equação do balanço para o cálculo dos onzes meses anteriores, novamente desconsiderando as afluências e as transferências dos reservatórios.

iii. Partindo novamente do ponto V_1, uma terceira curva é construída utilizando a equação do balanço de massa com o volume afluente igual ao volume correspondente de um determinado quartil da série histórica de vazões. Neste trabalho, o valor da afluência mensal foi igual ao do 1º quartil da série histórica de vazões. Assim, construiu-se uma matriz de probabilidade de não excedência, e selecionou o ano cuja vazão anual não fosse superior a 25% as vazões da série histórica. Tomou-se o valor de vazões afluentes deste ano correspondente. Aplicou-se a equação do balanço hídrico com retirada mensal R, igual ao da curva 1.

iv. A definição do nível meta (VMeta) se dá pelos valores correspondentes, mês a mês, ao máximo entre a curva 1 (C1) e curva 3 (C3), e o

mínimo entre esse resultado (CR) e a curva 2 (C2).

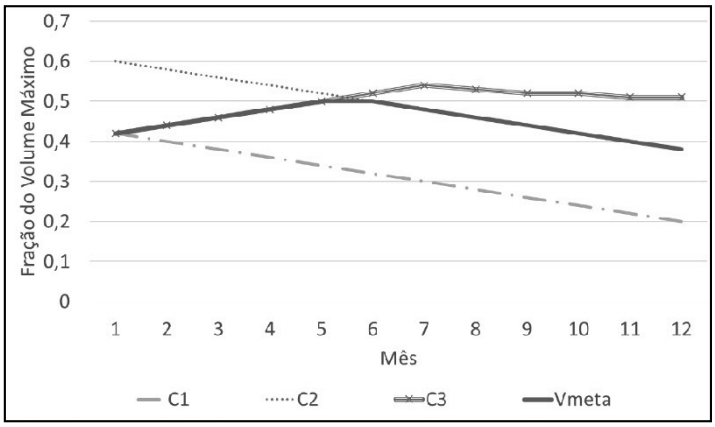
$$CR = \text{máximo}(C1, C3) \quad (2)$$

$$VMeta = \text{mínimo}(CR, C2) \quad (3)$$

v. Na sequência, são construídos os outros níveis metas inferiores, repetindo-se o procedimento adotado em (i) a (iv), e modificando os valores do ponto inicial.

A Figura 3 mostra uma representação da construção de uma curva de um nível meta para um reservatório fictício.

Figura 3 - Curvas calculadas para construção de um nível meta. Exemplo fictício.



O ponto inicial V1 pode ser selecionado de duas maneiras: (i) modo AdHoc: através da preferência dos usuários de água ou gestores. Neste caso os envolvidos poderiam arbitrar valores que julgassem interessante para o zoneamento do reservatório; (ii) uso de um modelo de otimização que encontre possíveis valores ótimos do volume inicial $V_{1,}$ utilizando uma função objetivo. Neste estudo, fez-se uso de (ii). O modelo de otimização bem como as funções objetivos são apresentados a seguir.

- ***Modelo de Otimização***

Aplicou-se um modelo de otimização para encontrar os níveis metas ótimos do reservatório. Para tanto, definiu-se a otimização de oito parâmetros através de duas funções objetivos.

Os parâmetros a serem otimizados correspondem ao volume do ponto inicial no mês de janeiro para cada nível de seca de cada um dos reservatórios equivalentes. Na construção do nível meta 1, o algoritmo seleciona um valor para o ponto inicial V_1, podendo variar entre 20% e 80% do volume máximo do reservatório. Na construção dos níveis metas inferiores, o algoritmo seleciona

como ponto inicial uma fração do ponto inicial da curva meta superior. Esta construção permite que as curvas guias não se sobreponham umas às outras, nem que as inferiores sejam construídas acima das superiores.

Após a construção das curvas de níveis metas, o sistema foi simulado para o período de tempo corresponde a janeiro de 1912 a dezembro de 2012 (período correspondente a série histórica de vazões disponíveis) verificando-se a frequência de falhas em cada um dos níveis. O algoritmo de otimização usa uma função objetivo para aproximar a frequência de falha encontrada nesta simulação com a frequência de falha admitida indicada pelos usuários e gestores no quadro 1.

As funções objetivos deram-se pelo somatório da diferença quadrática entre as falhas admitidas e calculadas em cada um dos reservatórios equivalentes. Essas falhas representam a porcentagem do tempo que o volume do reservatório teve valores abaixo da curva guia de cada nível.

$$FO1 = \sum_{n=1}^{m} (FadJag_n - FcJag_n)^2 \quad (4)$$

$$FO2 = \sum_{n=1}^{m} (FadMet_n - FcMet_n)^2 \quad (5)$$

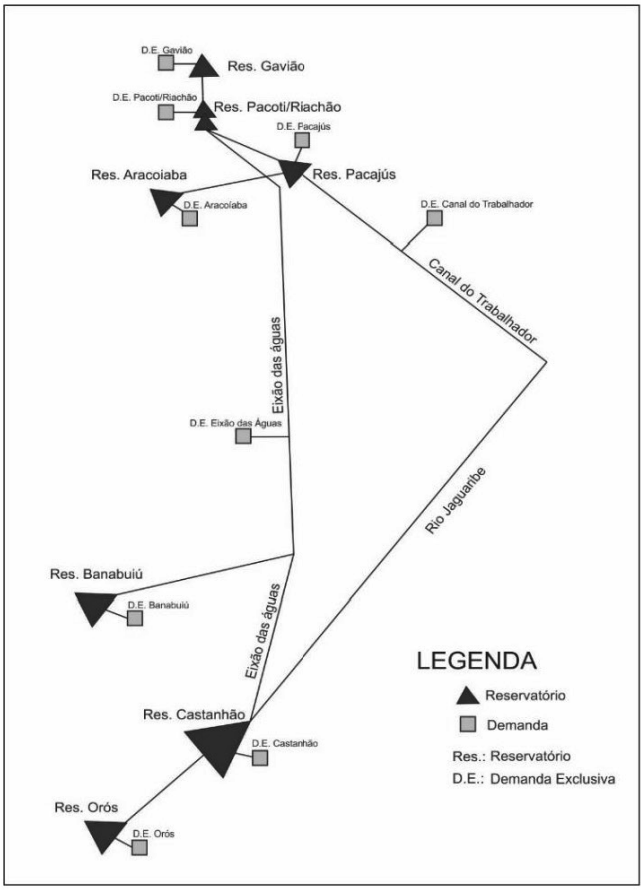
Onde, e representam a falha admitida no nível n dos reservatórios Jaguaribe e Metropolitano, respectivamente; e a falha calculada no nível n ao final da simulação dos reservatórios Jaguaribe e Metropolitano, respectivamente e m igual ao número de níveis de seca.

O modelo de otimização utilizado foi desenvolvido por Vrugth et. Al (2003), denominado de MOSCEM (Multiobjective Shuffled Complex Evolution Metropolis). Esse algoritmo tem a capacidade de resolver problemas de otimização com múltiplos objetivos para modelos hidrológicos, utilizando o conceito de dominância de Pareto. O algoritmo parte de uma população inicial e evolui na direção de um conjunto de soluções possíveis, formadoras da Frente de Pareto (Vrugt et al., 2003).

- ***Avaliação do impacto da regra em longo prazo***

Aplicou-se a regra de operação encontrada ao sistema de reservatórios Jaguaribe-Metropolitano desagregado visando analisar os impactos em longo prazo da definição dos níveis metas para os diferentes reservatórios desse sistema. Para tanto, optou-se por desenvolver uma planilha de cálculo, utilizando o software Excel®, que desse suporte a modelagem com a incorporação dos níveis metas para os reservatórios separadamente. O diagrama unifilar dos reservatórios é apresentado na Figura 4.

Figura 4 - Diagrama unifilar do sistema Jaguaribe- Metropolitano, com a representação das demandas exclusivas de cada infraestrutura de abastecimento.



Fonte: Cid (2017)

Para a caracterização dos estados de seca de cada reservatório, adotou-se as seguintes estratégias: (i) observa-se o volume do reservatório no mês e o enquadra, segundo os níveis metas estabelecidos, em sua categoria de seca. Na bacia do Jaguaribe, tomou-se como os níveis metas para cada reservatório isolado o mesmo definido para o reservatório equivalente. Na bacia Metropolitana, os estados de seca foram definidos como na simulação agregada, ou seja, pelo somatório dos volumes acumulados em cada um dos reservatórios integrantes dessa bacia; (ii) a relação entre os estados de seca definirá a transferência que será realizada entre os sistemas Jaguaribe e Metropolitano. (iii) a definição do racionamento para os será feita duas vezes ao ano, nos meses de abril e julho. Para isso, deverá ser observado em que nível o reservatório se encontra no mês de abril e assim proposto o racionamento referente a este nível. A permanência desse racionamento ocorrerá

até o mês de julho, quando se tomará uma nova decisão sobre o nível de seca em que se encontra e, consequentemente, a retirada, a permanência ou a intensificação da restrição de uso, restando a mesma até o mês de março do ano seguinte, quando acontecerá a nova decisão sobre o nível de racionamento do sistema. Essa estratégia foi tomada para que não haja mudança de mais de dois coeficientes de racionamento em um mesmo ano. Além disso, criou-se uma regra de transferência de água entre os reservatórios de um mesmo sistema (Quadro 2) com o objetivo exclusivo de armazenar água nos reservatórios mais a jusante para posterior transferência a montante no momento em que se atingisse um determinado nível operacional. Essa regra proporcionou a utilização de toda a água disponível no sistema fazendo com que os reservatórios, ao atingir baixos níveis de acumulação, fossem rebaixados juntos.

Quadro 2 - Gatilhos de transferência entre os reservatórios dentro da mesma bacia

Montante	Jusante	Gatilho de inicio	Gatilho de fim	Vazão de transferência (m^3/s)
Orós	Castanhão	Volume Castanhão < 400 hm^3 e Volume Orós > 150 hm^3	Volume Castanhão > 400 hm^3 ou Volume Orós < 150 hm^3	16,0
Banabuiú	Castanhão (eixão)	Volume Castanhão < 1000 hm^3 e Volume Banabuiú > 500 hm^3	Volume Castanhão > 1000 hm^3 ou Volume Banabuiú < 500 hm^3	5,0
Aracoiaba	Pacajús	Volume Pacajús < 120 hm^3 e Volume Aracoiaba > 10 hm^3	Volume Pacajús > 120 hm^3 ou Volume Aracoiaba < 10 hm^3	4,5
Pacajús	Pacoti-Riachão	Volume Pacoti-Riachão < 300hm^3 e Volume Pacajús > 20 hm^3	Volume Pacoti-Riachão > 300hm^3 e Volume Pacajús < 20 hm^3	10,0
Pacoti-Riachão	Gavião	Sempre que não houver vertimento no Gavião	Quando houver vertimento no Gavião	12,0

- ***Análise de desempenho***

A análise de desempenho foi realizada verificando a acumulação dos reservatórios e o atendimento das demandas. Para isso, utilizou-se os critérios de frequência de falhas em cada nível para análise dos reservatórios e severidade das falhas da operação para a análise do suprimento das demandas, definidas a seguir:

A frequência de falhas no nível (*FFn*) é definida como a frequência do tempo de simulação em que o reservatório permaneceu num nível inferior ao nível observado.

$$FFn = \frac{\sum f}{n} \qquad (6)$$

Onde, n é o período de tempo da simulação (t=1,2,3...n) e será 1 , se nível '*t*+1' for inferior ao nível no mês '*t*' ou 0, caso contrário.

A severidade (S) denota o déficit de atendimento (dD) a um determinado uso. Ela pode ser definida como o volume que faltou para o reservatório atender a demanda de referência de um determinado mês.

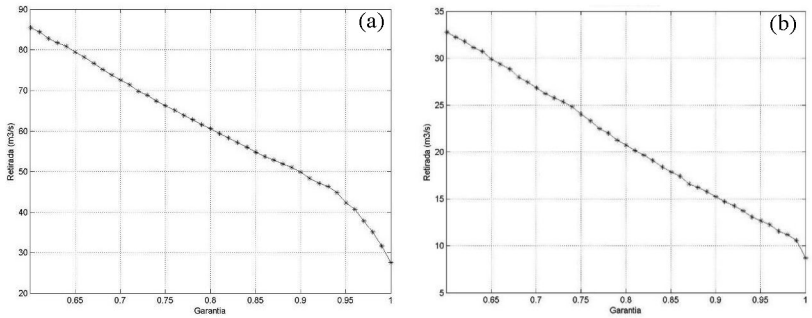
$$S = dD = Dr - Da \qquad (7)$$

Onde, *Dr* é a demanda de referência do mês e *Da* a demanda atendida no mês.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Inicialmente, calculou-se a vazão regularizada dos reservatórios equivalentes Jaguaribe e Metropolitano para diferentes garantias de atendimentos (Figura 5). O reservatório equivalente Jaguaribe (REJ) apresentou vazão regularizada com 90% de garantia em torno de 50 m³/s enquanto o reservatório equivalente Metropolitano (REM), 15m³/s. A vazão firme dos reservatórios foram 27,5 m³/s e 8,5 m³/s, respectivamente para REJ e REM. Como as demandas equivalentes dos reservatórios são 29,1 m³/s e 13,2 m³/s (REJ e REM respectivamente), as garantias de abastecimento estariam em torno de 99% (Jaguaribe) e 93 % (Metropolitano).

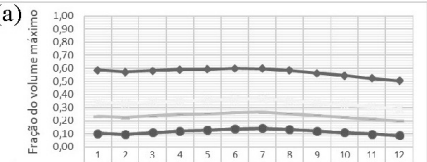
Figura 5 - Vazão regularizada dos Reservatórios equivalentes Jaguaribe (a) e Metropolitano (b) para garantias de 60% a firme (100%)



Na Figura 6 apresenta-se, respectivamente, as curvas guias construídas para os reservatórios Jaguaribe (a) e Metropolitano (b) resultantes da simulação e otimização do sistema. Nelas é possível observar a fração do volume máximo, por mês, de cada reservatório, indicando os limiares de cada estado de seca.

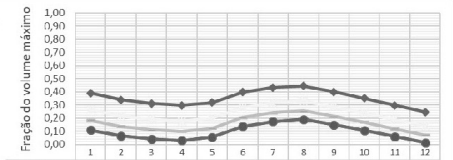
Figura 6 - Níveis metas dos reservatórios Equivalentes Jaguaribe e Metropolitano

(a)



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vmeta 1	0,59	0,57	0,58	0,59	0,59	0,60	0,60	0,58	0,56	0,54	0,52	0,50
Vmeta 2	0,34	0,33	0,34	0,35	0,36	0,36	0,37	0,35	0,34	0,32	0,31	0,29
Vmeta 3	0,23	0,22	0,24	0,25	0,25	0,26	0,26	0,25	0,24	0,22	0,21	0,20
Vmeta 4	0,10	0,09	0,11	0,12	0,13	0,14	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09

(b)



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Vmeta 1	0,39	0,34	0,31	0,30	0,32	0,40	0,43	0,45	0,40	0,35	0,30	0,25
Vmeta 2	0,27	0,22	0,19	0,18	0,20	0,28	0,32	0,33	0,29	0,24	0,19	0,14
Vmeta 3	0,18	0,14	0,11	0,10	0,12	0,21	0,24	0,26	0,21	0,17	0,12	0,07
Vmeta 4	0,11	0,06	0,04	0,03	0,06	0,14	0,17	0,19	0,15	0,11	0,06	0,01

Essa simulação proporcionou as falhas em cada um dos níveis de secas como mostrado na Tabela 1. O reservatório equivalente Jaguaribe não apresentou falha no estado de Seca Extrema, significando que não chegou ao colapso. No estado de Seca Severa, apresentou falha de 1,4% do tempo, enquanto que no estado de seca e alerta, 10,4% e 17,8%, respectivamente. O reservatório esteve em 49,2% no estado normal do sistema, ou seja, apresentou falha de 50,8% neste estado. O reservatório Metropolitano apresentou frequência abaixo do estado Normal em, aproximadamente, 14,6% do período, e esteve abaixo de seca Severa em 0,7% do tempo simulado. Ao comparar esses valores com os valores apresentados na Quadro 1, que representa as preferências dos usuários, percebemos que as falhas calculadas foram ainda menores que as desejadas.

Tabela 1 - Frequência de falhas em que os reservatórios equivalentes Jaguaribe e Metropolitano apresentaram em cada estado de seca

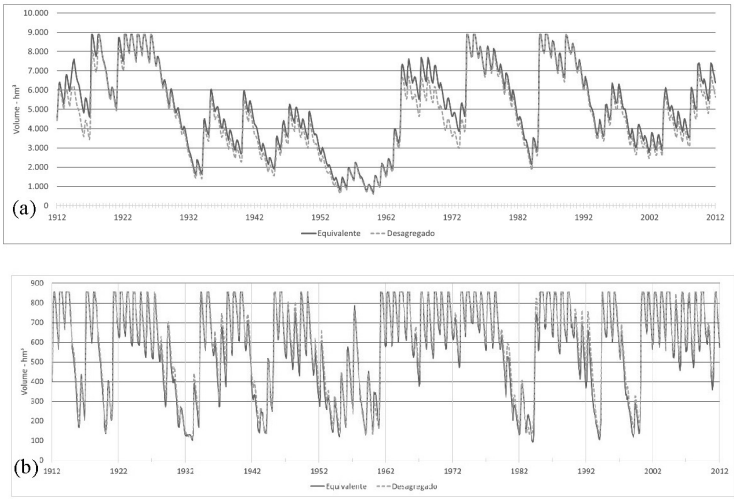
	Normal	**Alerta**	**Seca**	**Seca Severa**	**Seca Extrema**
Jaguaribe	50,8%	17,8%	10,4%	1,4%	0,0%
Metropolitano	14,6%	7,2%	1,5%	0,7%	0,0%

Para melhor avaliar o impacto da regra desta operação, simulou-se o sistema Jaguaribe-Metropolitano com seus reservatórios desagregados**.** Na Figura 7 é possível observar a comportamento dos reservatórios simulados de forma Equivalente e simulado de forma Desagregada. Essa figura foi elaborada com o intuito de demonstrar que, nas condições de operação adotadas, as simulações com reservatórios equivalentes e desagregados apresentam comportamento semelhante. Cabe destacar que para representar graficamente a simulação com os reservatórios desagregados somou-se o volume acumulado mensal dos reservatórios integrantes de suas respectivas bacias.

Na Figura 8 é apresentada a curva de permanência de acumulação da simulação com os reservatórios do sistema Jaguaribe (a) e Metropolitano (b) desagregados. Nela é

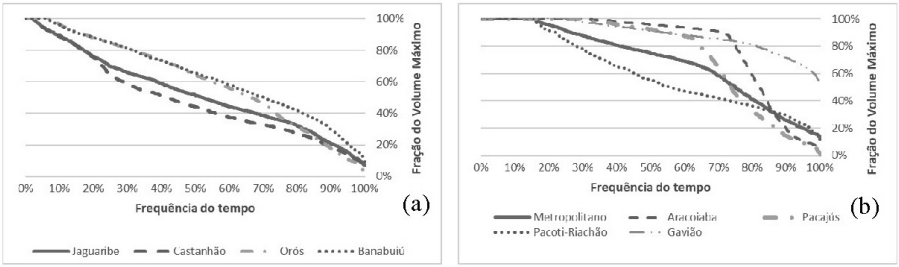
possível observar que nenhum dos reservatórios atinge o colapso. O reservatório Castanhão apresenta as menores acumulações do sistema Jaguaribe durante todo o período simulado, com acumulação mínima em torno de 6% do seu volume máximo. Apensar dos outros reservatórios dessa bacia apresentarem maiores acumulações que o Castanhão, seus volumes mínimos apresentaram valores bastante próximos, demostrando que no período mais seco da simulação o sistema contou com uma reserva na ordem de 5% do volume total acumulado na bacia.

Figura 7 - Operação do sistema Jaguaribe (a) e Metropolitano (b) com os níveis metas para o sistema equivalente e desagregado



No sistema Metropolitano, os reservatórios Aracoiaba, Pacajús e Gavião permanecem grande parte do tempo simulado com elevada acumulação de água. A regra mostrada no Quadro 2 priorizou a retirada de água inicialmente do reservatório Pacoti-Riacão, fazendo que os outros reservatórios atuassem como estratégicos em períodos secos. Os reservatórios Pacjus e Aracoiaba, entretanto, apresentam acumulação mínima na ordem de 3% de suas capacidades máximas de acumulações, valor bem menor que os outros reservatórios da bacia. O reservatório Pacoti-Riachão apresentou acumulação mínima de 12% do volume máximo do reservatório enquanto o gavião, 50%.

Figura 8 - Curva de permanência das acumulações dos reservatórios que compõe o sistema Jaguaribe(a) e Metropolitano(b)



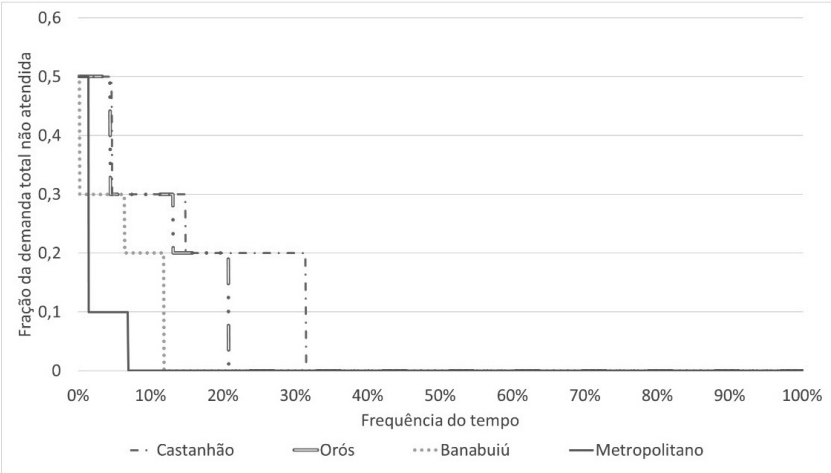
A Tabela 2 mostra a falha em cada um dos níveis de seca para todos os reservatórios integrantes do sistema Jaguaribe e para o sistema Metropolitano. Como a definição do estado de seca dos reservatórios da bacia Metropolitana foi feita com base no somatório dos volumes acumulados no mês de todos os reservatórios, a falha no nível é a mesma para todos os reservatórios.

O Castanhão apresentou as maiores falhas de todo o sistema. Considerando que, nesta simulação, os racionamentos só acontecem no nível Seca (Quadro 1), ou seja, quando o reservatório falha no nível Alerta, o Castanhão tem algum tipo de falha em apenas 31,4% do período simulado. Isso significa que em 68,6% do tempo o reservatório atendeu plenamente as suas demandas. Os reservatórios do sistema Metropolitano, no entanto, apresentam, aproximadamente, 97% do tempo em estado de normalidade e alerta, significando o a atendimento pleno das demandas da região. Um estado de seca mais intenso, apresenta-se em cerca de 1% do tempo simulado. A severidade desta operação pode observada na Figura 9, indicando a porcentagem do tempo em que o reservatório deixou de atender parcelas de suas demandas

Tabela 2 - Frequência de falha dos reservatórios do sistema Jaguaribe e Metropolitano apresentaram em cada estado de seca

	Normal	Alerta	Seca	Seca Severa	Seca Extrema
Sistema Jaguaribe	53,7%	20,8%	12,6%	3,2%	0,0%
Castanhão	66,6%	31,4%	14,9%	4,7%	0,0%
Orós	38,4%	20,8%	13,1%	4,5%	0,0%
Banabuiú	36,6%	11,9%	6,4%	0,2%	0,0%
Sistema Metropolitano (Aracoiaba, Pacajús, Pacoti-Riachão e Gavião)	11,1%	6,9%	1,5%	1,5%	0,0%

Figura 9 – Severidade das falhas da regra de operação utilizada para cada reservatórios do sistema Jaguaribe e para o Sistema Metropolitano.



4. CONCLUSÃO

Este capitulo apresentou uma metodologia para a criação de regras de operações de reservatórios baseados em níveis metas de operação. A metodologia levou em conta a participação dos usuários e gestores de água através de consulta para definição de valores admissíveis de riscos toleráveis e transferência de água entre os sistemas, garantindo uma gestão descentralizada, participativa e integrada dos recursos hídricos.

Percebeu-se que a demanda instalada na RMF é superior à sua capacidade de atendimento, necessitando de água de transferida da bacia do Jaguaribe. A bacia do Jaguaribe, por sua vez, possui atualmente uma demanda equivalente à sua garantia firme. O aumento do consumo de água nessa região irá impor falhas no suprimento de suas demandas em algum momento. Assim, entende-se que transferência de água para a região metropolitana configura-se uma troca de riscos entre as duas bacias: a garantia de água para a RMF irá impor riscos de falhas no Jaguaribe.

A utilização da regra com níveis metas, no entanto, possibilitou a diminuição das severidades das falhas. Os reservatórios que antes estavam sujeitos ao colapso devido ao fato da demanda instalada ser superior à vazão regularizada, obtiveram nas simulações um bom desempenho. As pequenas severidades que aconteceram ao longo do tempo e em função do nível de seca contribuíram para que o sistema de reservatórios não deixasse de atender ao menos uma parcela de sua demanda em todo período simulado.

Por fim, os resultados demostraram que a aplicação da regra criada pode ser feita na operação real do sistema de abastecimento Jaguaribe Metropolitano. Acredita-se, ainda, que a metodologia possa ser aplicada a outras regiões hidrográficas que tem a seca como principal evento extremo.

REFERÊNCIAS

CEARÁ. Plano de Segurança Hídrica da Região Metropolitana de Fortaleza. Governo do Estado do Ceará. 2016.

CID, D. A. C. Alocação intertemporal e múltiplos usuários: estudo de caso sistema Jaguaribe-Metropolitano. 2017. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos). Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

DRAPER, A. J.; LUND, J. R. Optimal Hedging and Carryover Storage Value. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 130, n.1 83-87. 2004.

GONZÁLEZ, F.C.; MORCILLO, J. de C. Guía para la elaboración de planes de emergência por sequía em sistemas de abastecimiento urbano.Espanha: Ministerio de Medio Ambiente, Associación Española de abastecimentos de agua y saneamento, 2007. 83p

LOUCKS, D. P.; BEEK, E, V. Water Resources Systems Planning and Management: An introduction to Methods, Models and Applications. UNESCO. 2005

LOUCKS, D. P.; STEDINGER, J. R.; HAITH, D. A. Water Resource Systems Planning and Analysis. Prentice-Hall, Inc. 1981

SOUZA FILHO, F. A. ; ABICALIL, T. ; OLIVEIRA, P. P. F. ; BRAGA, C. F. C. Gestão e abastecimento hídrico: Planos de preparação para a seca. In: Erwin De Nys; Nathan L. Engle; Antonio Rocha Magalhães. (Org.). Secas no Brasil: Política e gestão proativas. 1ºed. Brasilia: Coronário Editora e Gráfica Ltda., 2016, v. 1, p. 217-262.

VRUGT, J.A.; GUPTA H.V.; BASTIDAS, L.A.; BOUTEN W.; SOROOSHIAN S. Effective and efficient algorithm for multi-objective optimization of hydrologic models. Water Resources Research, v. 39, n. 8, 2003.

ANÁLISE DA OPERAÇÃO FUTURA DO SISTEMA JAGUARIBE-METROPOLITANA

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho
Danel Antônio Camelo Cid

1. OPERAÇÃO DO SJM

A operação do SJM neste trabalho utiliza uma técnica de simulação e otimização para estabelecer níveis metas de operação, utilizando o software MATLAB® para a programação de um algoritmo de simulação.

Para a operação do SJM, optou-se por uma simplificação do sistema, no intuito de diminuir o número de variáveis na otimização da mesma. Dessa forma, o SJM foi agregado em duas bacias: bacia do Jaguaribe aqui composta pelos reservatórios Banabuiú, Castanhão e Orós; e bacia Metropolitana aqui composta por Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião. Com isso, variáveis como vazões afluentes observadas ou previstas, evaporações, CAV e demandas agregam-se para construção do Reservatório Equivalente do Jaguaribe (REJ) e do Reservatório Equivalente Metropolitano (REM).

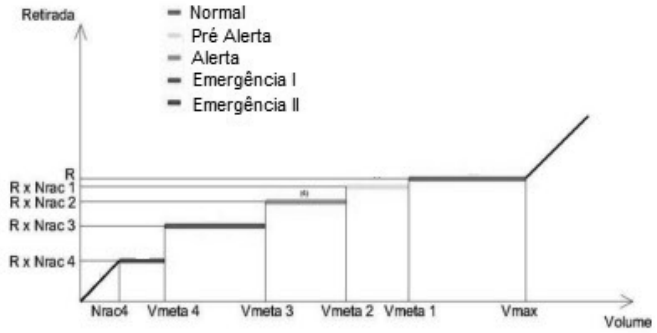
Para o cálculo da acumulação do reservatório, utilizou-se a equação do balanço hídrico de massa, que pode ser dada por,

$$V_{t+\Delta t} = Vt + It - Et \,.\, At - Rt - Pt - St \qquad (1)$$

sendo, $V_{t+\Delta t}$ o volume do reservatório no período de tempo $t + \Delta t$, V_t , o volume armazenado no início do período de tempo *t*, I_t o volume afluente ao reservatório durante o período de tempo *t*, E_t a lâmina evaporada durante o período de tempo *t*, suposta constante ao longo do período, a A_t área do espelho d'água no início do período *t*, suposta constante para intervalos de tempos pequenos, R_t as retiradas operacionais visando suprimento das demandas e tranferências, P_t as perdas por infiltração, consideradas nulas neste trabalho e S_t o vertimento. A unidade de medida básica considerada no balanço hídrico foi o hectômetro (hm), ou seja, variáveis como a área e volume foram dadas em hm² e hm³ respectivamente.

A vazão a ser liberada para o atendimento das demandas foi definida por uma regra de operação com salvaguardas baseada em 7 estágios de liberação, conforme desenho esquemático apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Regra de operação



Fonte: Adaptada de Cid (2017)

Os coeficientes de racionamento foram definidos através de reuniões com agentes envolvidos na alocação de recursos hídricos do SJM, onde foi possível obter diversos cenários de riscos toleráveis, sendo escolhido aquela regra de operação que transpusesse maiores valores de água entre as duas bacias. A Tabela 1 mostra os coeficientes de racionamento definidas para cada estado de seca, sendo a numeração abaixo de cada estado de severidade da seca um indicativo do nível de racionamento adotado na operação.

Tabela 1 – Coeficientes de racionamento

Reservatório Equivalente	Normal (1)	Pré-alerta (2)	Alerta (3)	Emergência I (4)	Emergência II (5)
Jaguaribe	0	0	0,1	0,4	0,7
Metropolitano	0	0	0,1	0,2	0,6

Fonte: Adaptado de Cid (2017).

A tomada de decisão sobre o racionamento das demandas foi feita duas vezes ao ano, nos meses de janeiro e junho, ou seja, tomada a decisão em janeiro de um nível de racionamento a permanência nesse nível deve ocorrer até o mês de junho, quando se tomará uma nova decisão sobre o nível de racionamento, sendo esta nova decisão persistida até o mês de janeiro do ano seguinte, em que acontecerá uma nova tomada de decisão. Essa restrição impossibilita a alternância de diversos cenários de racionamentos por ano, encaixando-se bem dentro de um planejamento de aversão ao risco, possibilitando a preparação de ações e medidas para um estado de seca mais severo.

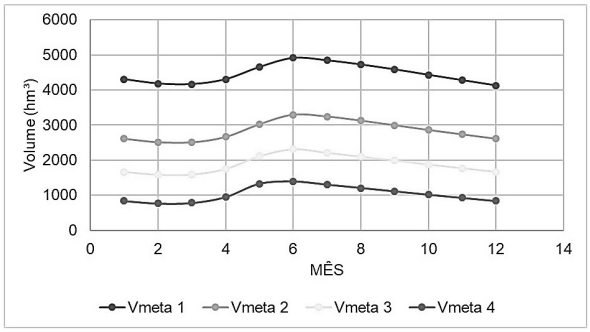
Ainda associado a definição de riscos toleráveis, uma outra variável importante na operação é a transferência de água entre as bacias também chamada de regra de bombeamento. Nessa aplicação, a transferência pode variar mensalmente entre os sistemas e se dar com base no NM do reservatório, isto é, com base nos

estados de secas. A matriz *trade-off* de transferência utilizada foi a que transpõe os maiores valores de água entre as duas bacias, conforme já mencionado, e pode ser vista em Cid (2017).

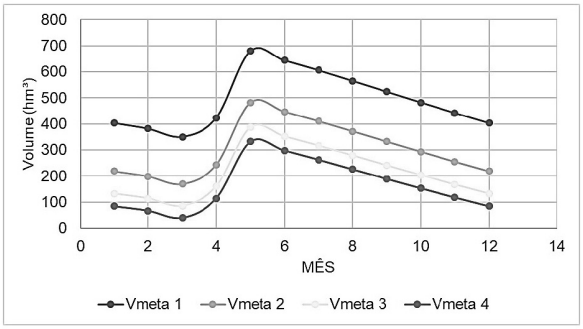
Os estados de secas dos reservatórios são definido por limiares denominados de volumes metas, que são construídas a partir da disponibilidade hídrica utilizando a otimização de uma curva genérica. O processo de construção das curvas de volumes metas pode ser visto na integra em Cid (2017), tendo que a construção dos mesmos não é o foco desse estudo.

Conforme observado na Figura 1, a regra de operação se utilizou de quatro volumes metas, acima do volume meta 1, define-se o NM 1, entre o volume meta 1 e o volume meta 2, define-se o NM 2, entre o volume meta 2 e o volume meta 3, define-se o NM 3, entre o volume meta 3 e o volume meta 4, define-se o NM 4, abaixo do volume meta 4, tem-se o NM5. A Tabela 1 mostrou a relação dos níveis metas e os estados de seca. A Figura 2 mostra os volumes metas, utilizados nesse estudo.

Figura 2 - Volumes metas dos reservatórios equivalentes (a) Jaguaribe e (b) Metropolitano.



(a)



(b)

Fonte: Elaboração própria

2. MATRIZ DE TRANSIÇÃO ENTRE OS ESTADOS DE SECA

Uma cadeia de Markov é um processo estocástico X, tal como em qualquer instante *t*, X_{t+1} é condicionalmente independente a partir de X_0, X_1,X_2,...,X_{t-1}, dado X_t, a probabilidade P de que X_{t+1} tenha um valor particular *j* depende do passado somente através de seu valor X_t mais recente:

$$P\{X_{t+1} = j \mid X_0, X_1, X_2, \ldots, X_{t-1}\} = P\{X_{t+1} = j \mid X_t = i\} \quad i, j \in S, t \in T \qquad (2)$$

em que t é a posição temporal num dado conjunto de tempo T e S é o conjunto de estados de seca.

Uma rede de Markov é caracterizada por um conjunto de estados S e por sua probabilidade de transição, p_{ij}, entre os estados, ou seja, a probabilidade da cadeia de Markov estar no passo de tempo seguinte no estado *j*, dado que no momento atual está no estado *i*. A probabilidade de transição $P = [p_{ij}] = P(X_{t+1} = j \mid X_t = i)$ é estimada de uma amostra por contagem do número de vezes que passa do estado *i* para o estado *j*, n_{ij}, assim,

$$\hat{p}_{ij} = \frac{n_{ij}}{\sum_j n_{ij}} \qquad (3)$$

O tamanho da amostra e o número de graus de severidade da seca influenciam a precisão das estimativas, o número de parâmetros do modelo depende do número de estados. Neste estudo 5 categorias de seca ou estados foram considerados. Adicionalmente, partindo da matriz de transição, os seguintes itens podem ser estimados:

- As **probabilidades de ocorrência** de várias classes de seca.
- O **tempo de permanência esperado em cada classe de severidade**, que é o tempo médio que o processo permanece em uma classe especial antes de migrar para outra classe, e representa a duração desse estado de seca.
- O **tempo médio de recorrência** que indica o tempo esperado para sair de uma classe inicial *i* e retornar a essa classe

A longo prazo, a probabilidade de classe de seca independe do estado inicial, pois a probabilidade de transição de *i* para *j* em *n* passos, sendo *n* grande o suficiente, pode convergir para valores de equilíbrio que não dependem do estado inicial. Essa probabilidade, π_j, conhecida como probabilidade de estado estacionário é a única solução de um sistema de equações lineares:

$$\begin{cases} \pi_j = \sum_{k \in S} \pi_k p_{kj}, j \in S \\ \sum_{j \in S} = 1, \forall j \in S \end{cases} \qquad (4)$$

em que p_{kj} é a probabilidade de transição de um estado *k* qualquer do conjunto de estados, π_k é um estado *k* desse conjunto e π_j é a probabilidade de longo prazo de uma classe de seca *j*, ou seja,

$$\pi_j = \lim_{n\to\infty,\forall i} P(X_t = j \mid X_0 = i), i \wedge j \in S \quad (5)$$

A probabilidade de um estado de permanência durante *m* meses em um estado qualquer *i* é estimado pelo produto da probabilidade das sucessivas transições entre X_0 e X_m, matematicamente expressa por:

$$\mathrm{P}(X_1 = i \mid X_0 = i)\ \mathrm{P}(X_2 = i \mid X_1 = i) \ldots \mathrm{P}(X_{m-1} = i \mid X_{m-2} = i)\ \mathrm{P}(X_m \neq i \mid X_{m-1} = i) = p_{ii}^{m-1}(1-p_{ii}) \quad (6)$$

Conhecendo a probabilidade de permanência em cada classe de seca *i* durante *m* meses, o tempo de residência esperado em qualquer classe *i*, $\mathrm{E}(T_i \mid X_0)$, é dado por:

$$\mathrm{E}(T_i \mid X_0 = \mathrm{i}) = \sum_t t\mathrm{P}(m = t \mid X_0 = i) \quad (7)$$

O tempo esperado para atingir pela primeira vez o estado *j* partindo do estado *i*, ou seja, o tempo esperado para a primeira visita ao estado *i* é a solução única do sistema de equações lineares:

$$t_{ij} = 1 + \sum_{k \neq j} p_{ik} t_{kj}, \forall\, i, j \in S \quad (8)$$

em que p_{ik} é a probabilidade de transição de um estado *i* qualquer para um estado *k*.

O tempo médio de recorrência do estado *i*, t_{ii}, é um caso particular do tempo esperado para primeira passagem, pode ser calculado a partir da probabilidade do estado estacionário π_i:

$$t_{ii} = 1 / \pi_i \quad (9)$$

O equacionamento explicitado nessa seção é característica da cadeia de Markov do tipo homogênea, em que os mecanismos de transição dependem apenas dos estados *i* e j, conforme Paulo (2004). A forma de avaliação da matriz de transição segue os moldes de Steinemann (2003).

3. RESULTADOS DA OPERAÇÃO COM VAZÕES PREVISTA PELO POOLED ENSEMBLE E SUAS PROBABILIDADES DE OCORRÊNCIAS FUTURAS

Para realização da operação do reservatório utilizou-se as vazões previstas no *pooled ensemble* para a construção de 4 cenários de previsão, correspondentes aos *ensemble* apresentados na Tabela 1, sendo que os dois primeiros cenários associados aos Ens-EQP-1 e Ens-EQP-2 representam modelos com inicialização em janeiro e outros dois Ens-EQP-3 e Ens-EQP-4 representam os modelos com inicialização preferenciais em julho.

Tabela 1 – Associação entre cenários de previsão e ensembles equiprováveis.

Cenário1	Ens-EQP-1
Cenário2	Ens-EQP-2
Cenário3	Ens-EQP-3
Cenário4	Ens-EQP-4

Fonte: Elaboração própria

Apesar dos modelos inicializarem em janeiro e julho, optou-se por realizar uma operação com tomadas de decisão em janeiro e em junho devido as reuniões de acompanhamento da alocação e de alocação de água serem feitas nesses períodos, respectivamente. Dessa forma os dados de previsão extraídos dos *ensembles* foram considerados de janeiro a maio de cada ano previsto, sendo atribuída vazões nulas para os demais meses dos anos. Explana-se ainda que as vazões de entrada do modelo de operação são os membros das afluências previstas cada conjunto de *ensemble*. Com isso, realizou-se uma operação tática do sistema com horizonte de tempo de 1 ano, sendo os resultados para alguns anos tratado a seguir

Vale lembrar, que conforme a metodologia de operação descrita, os dados de vazão previstas para cada reservatório são agrupados por meio da soma como forma de representar a vazão *ensemble* prevista para os REJ e REM. Para inicialização da operação utilizou-se os valores de vazões observadas reais de 2004 a 2015 dos meses de janeiro e junho de todos os reservatórios em estudo. Os valores observados agregados para o REJ e REM estão dispostos na Tabela 2 para os respectivos meses de tomada de decisão (Janeiro e Junho), este valores foram utilizados como ponto de partida dos cenários de previsão da operação do SJM.

A título de exemplificação da operação tática efetuada, a seguir será apresentada a sua evolução para o ano de 2004 para todos os cenários previamente estabelecidos.

A operação dos sistemas equivalentes para o Cenário 1 apresentaram evolução conforme a Figura 3 (REJ) e Figura 4 (REM). O reservatório Jaguaribe iniciou a operação com volume no estado de Emergência I ou NM 4 e tendeu a diminuir o grau de severidade da seca, com a maioria dos membros do ensemble passando para o estado de Alerta ou NM 3 a partir de abril 2004, entretanto sem alterar o nível de racionamento (Nrac) a qual o sistema estava sujeito, independe de se poder visualizar membros atingindo o estado de Pré-Alerta. Em junho, mês de tomada de decisão da operação, nota-se uma grande concentração de membros entre os NM 2 e 3, ficando a maioria dos membros no restante do ano agrupados no estado de Alerta, indicando um prognostico de possível melhora do estado de seca. A Tabela 3 mostra para tomada de decisão em junho de 2004, a maior probabilidade de ocorrência é a do Nrac 3 com 34% de chance de acontecer, seguida do Nrac com 32%, caso os níveis de racionamento preestabelecidos sejam utilizados.

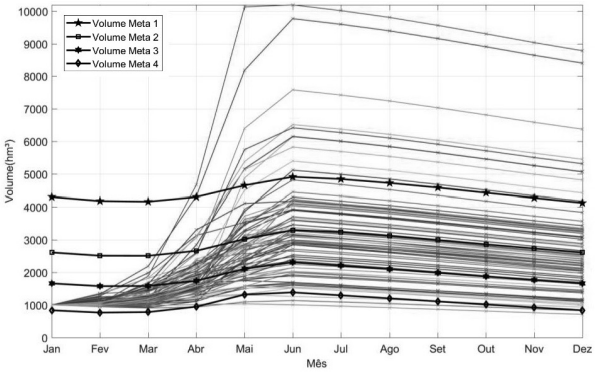
Tabela 2 – Volumes observados no intervalo 2004 a 2015 agregadas para os REJ e REM nos meses de tomada de decisão.

		Mês de decisão			
		Janeiro		Junho	
	Ano	REJ	REM	REJ	REM
Volume (hm^3)	2004	1003,03	486,91	8436,40	661,01
	2005	7123,08	302,90	7119,20	471,43
	2006	5809,63	295,54	6901,38	495,25
	2007	5827,37	329,76	6027,04	395,97
	2008	4955,08	213,21	9177,26	487,85
	2009	7764,58	308,83	9323,09	691,13
	2010	8053,80	527,48	7427,47	404,78
	2011	6306,97	248,02	8925,45	581,24
	2012	7704,96	395,15	7192,21	306,38
	2013	5696,05	241,58	5103,82	266,48
	2014	3864,47	221,46	3760,94	258,36
	2015	2521,20	200,87	1944,20	290,33

Fonte: Elaboração própria

O reservatório Metropolitano iniciou a operação com um volume de 486,91 hm^3 no NM 1, isto é, em estado de normalidade, e Nrac 1 indicando nenhum racionamento para RMF permanecendo assim até junho de 2004 quando o Nrac é alterado para 2 na grande maioria dos membros do ensemble, sendo que o NM de uma pequena parte dos membros já tinha passado para 2 em abril. Ressalta-se que a evolução da operação ao longo dos meses abril a junho mostra mudanças repentinas e abruptas no NM.

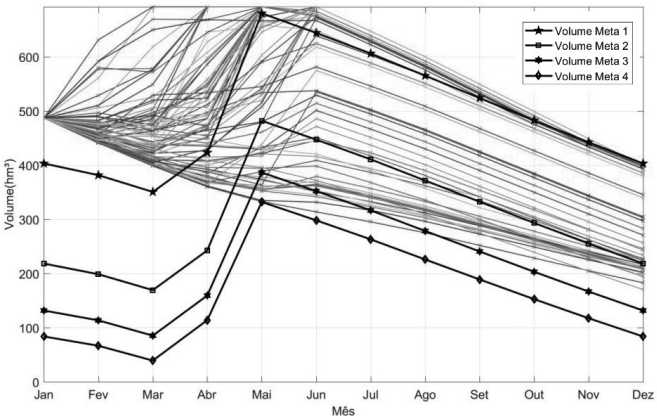
Figura 3 – Evolução da operação tática de 2004 do REJ para o Cenário 1.



Fonte: Elaboração própria.

Ainda em relação a Figura 4, tem-se que o reservatório Metropolitano em 2004 tem uma maior probabilidade de permanecer no estado de normalidade, em que 52% dos membros do ensemble ocorreram nesse estado, permanecendo assim até final da operação visto que o Nrac só pode ser alterado nos meses de tomada de decisão.

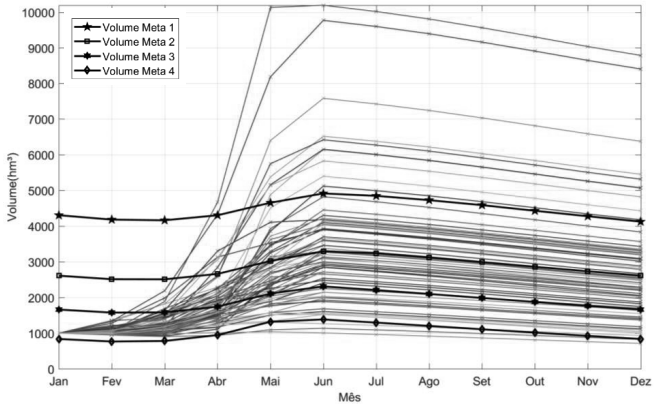
Figura 4 – Evolução da operação tática de 2004 do REM para o Cenário 1.



Fonte: Elaboração própria.

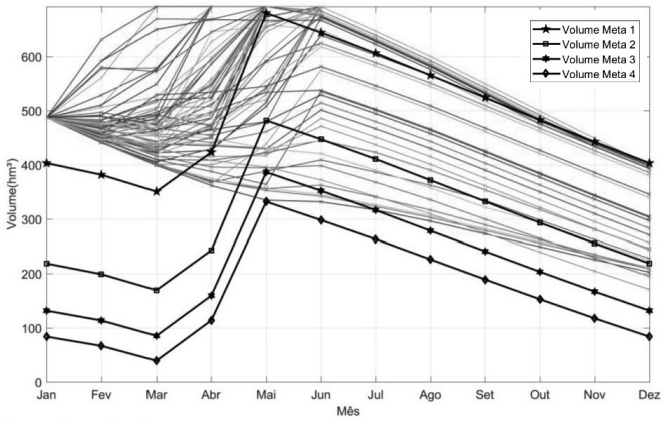
A operação para o Cenário 2 apresentou evolução conforme a Figura 5 (REJ) e Figura 6 (REM). O reservatório Jaguaribe, assim como no Cenário 1, iniciou a operação no NM 4 e com Nrac 4, o que indica uma redução de 40% da demanda para esse reservatório, a evolução da operação mostrou conforme Tabela 3 uma probabilidade ocorrência de 30% tanto para o estado de Alerta como para o estado de Pré-Alerta em relação ao Nrac, indicando que em junho houve uma distribuição dos membros aproximadamente iguais chegando a esse mês nesses estados de seca.

Figura 5 – Evolução da operação tática de 2004 do REJ para o Cenário 2.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 6 – Evolução da operação tática de 2004 do REM para o Cenário 2.

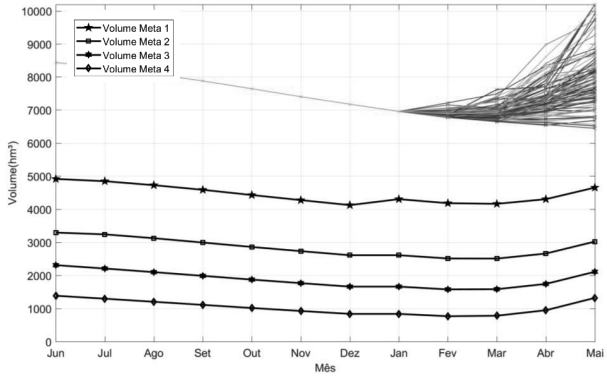


Fonte: Elaboração própria.

Para o reservatório Metropolitano, o Cenário 2 (Figura 6) apresentou membros até junho de 2004 variando entre aproximadamente 350 hm³ até cerca de 700 hm³, sendo que nesse período os membros do ensemble passaram maior parte em estado de normalidade, havendo alterações de estado de seca a partir de abril. De junho em diante, em virtude do período de estiagem, observa-se um decaimento de todos os membros até o final do ano, ocorrendo inclusive uma diminuição da dispersão dos membros em relação a junho.

Para o Cenário 3, a operação apresentou evolução conforme a Figura 7 (REJ) e Figura 8 (REM), esse cenário tem intrínseco a ele uma condição mais otimista, pois ocorre logo após a quadra chuvosa (fevereiro a maio) em que o SJM se situa. O REJ iniciou a operação em junho de 2004 em estado de normalidade e conforme é possível observar permaneceu assim até o final da operação tática apesar da divergência dos membros em janeiro com a chegada da estação chuvosa.

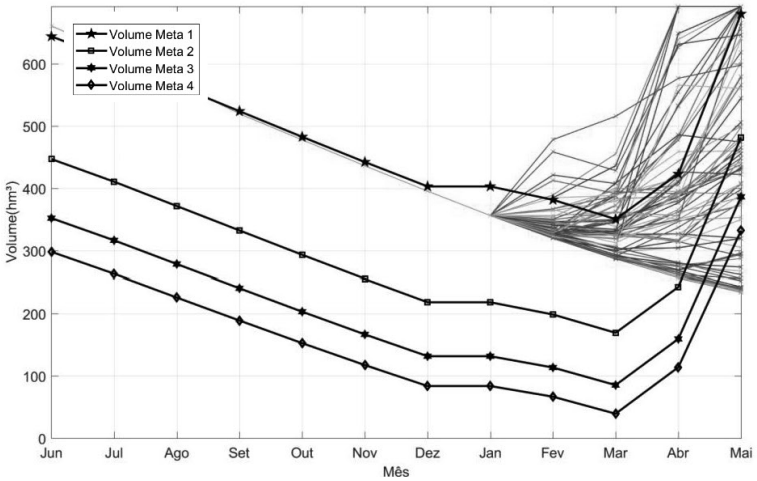
Figura 7 – Evolução da operação tática de 2004 do REJ para o Cenário 3.



Fonte: Elaboração própria.

Para o reservatório Metropolitano, o Cenário 3 (Figura 8) iniciou em estado de normalidade, e devido a certeza da falta de chuva no segundo semestre do ano, em janeiro quando uma nova decisão foi tomada ocorreu o Nrac mudou de 1 para 2, continuando assim até o final da operação, apesar de alguns membros de viés mais seco chegarem a maio com NM 5 ou estado de Emergência 2. Ressaltasse que no Nrac 1 e 2 a porcentagem da demanda racionada é nula, entretanto altera a transferência de água entre as bacias.

Figura 8 – Evolução da operação tática de 2004 do REM para o Cenário 3.



Fonte: Elaboração própria.

Para o Cenário 4, verificou-se para esse cenário que a evolução da operação tanto do REJ como do REM é praticamente igual ao do Cenário 3, havendo uma pequena alteração de estado de seca em apenas dois membros, a diferença é tão pequena dentro do espectro de membros que a mediana dos Cenários 3 e 4 são iguais. Com isso, as figuras representativas da evolução da operação tática não serão mostradas.

Os demais anos serão analisados através da Tabela 3, Tabela 4 e Tabela 5, para o Jaguaribe, que mostra as probabilidades de mudanças existentes entre os Nrac observado e o Nrac previsto, feitas a partir a contagem do número de membros que cai em cada categoria nos meses de tomada de decisão. As tabelas mostram as probabilidades tanto para os Cenários 1 e 2, que inicia em janeiro e vai até dezembro de um mesmo ano, como para os Cenários 3 e 4 que inicia em junho de um ano e vai até maio do ano seguinte.

Na Tabela 3 e Tabela 4, verifica-se que de 2005 a 2012 o REJ não sofreu alteração de Nrac, provavelmente em virtude dos volumes reais observados nesse período indicarem uma boa capacidade de armazenamento. Em 2013, verificou-se um prognóstico de piora do Nrac pelo Cenário 3 e pelo Cenário 4. A Tabela 5

confirma o agravamento do estado de seca nos Cenários 3 e 4 ao iniciar o mês de junho de 2014 com Nrac igual a 2, tendendo esse estado permanecer até janeiro de 2015 conforme previsão.

A Tabela 5 ainda mostra que no REJ em 2014, para previsões iniciadas em janeiro, há uma maior probabilidade de permanecer no mesmo Nrac conforme Cenário 1 ou pode ter um a melhora passando do Nrac 2 para 1 com 58 % de chances de ocorrência. Em 2015 verifica-se, porém, que houve um agravamento da seca, passando para o Nrac 3, isso mostra a importância de se adotar medidas de aversão ao risco na operação e gerenciamento dos recursos hídricos.

Para o REM as análises serão feitas através da Tabela 6, da Tabela 7 e da Tabela 8. Pelas tabelas, averígua-se que de 2004 a 2008 houve um agravamento da seca indicado pelo Nrac que saiu de 1 para 3 conforme volumes monitorados em janeiro e em junho. Para os cenários de viés mais seco (Cenário 1 e Cenário 2), o prognóstico indica uma tendência de permanência ou de melhora da seca em praticamente todos os anos da operação prevista, exceto 2014 em que o ano monitorado inicia no Nrac 2 e a previsão aponta para uma maior chance de ocorrência para o Nrac 5, com 55% (Cenário 1) e 45% (Cenário 2) de proabilidade de ocorrer, e em 2015 que inicia no Nrac 3 a previsão indica 57% e 50% para o Cenários 1 e Cenário 2 ,respectivamente, de ocorrer Nrac 5.

Em uma avaliação mais geral, é possível observar que diferentemente do REJ, o REM está mais propício a oscilações do grau de severidade de seca, sendo o Jaguaribe mais resiliente com uma boa capacidade de absorver os impactos da seca, auxiliando inclusive na recuperação do REM.

Tabela 3 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2004 e 2008 para o Jaguaribe.

		Janeiro (Monitoramento)		**Junho (Previsão)**		**Junho (Monitoramento)**		**Janeiro (Previsão)**	
Ano	Nrac	Cenário1	Cenário2	Cenário1	Cenário2	Cenário3	Cenário4	Cenário3	Cenário4
2004	1	0,00	0,00	0,11	0,18	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,32	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,34	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	1,00	1,00	0,19	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
2005	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

2006	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2007	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2008	1	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaboração própria

Tabela 4 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2009 e 2013 para o Jaguaribe.

		Janeiro (Monitoramento)		**Junho (Previsão)**		**Junho (Monitoramento)**		**Janeiro (Previsão)**	
Ano	**Nrac**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 3**	**Cenário 4**	**Cenário 3**	**Cenário 4**
2009	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2010	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

2011	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2012	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2013	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaboração própria

Tabela 5 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2014 e 2015 para o Jaguaribe.

		Janeiro (Monitoramento)		**Junho (Previsão)**		**Junho (Monitoramento)**		**Janeiro (Previsão)**	
Ano	**Nrac**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 3**	**Cenário 4**	**Cenário 3**	**Cenário 4**
2014	1	0,00	0,00	0,45	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,55	0,42	1,00	1,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2015	1	0,00	0,00	0,12	0,18	–	–	–	–
	2	0,00	0,00	0,28	0,35	–	–	–	–
	3	1,00	1,00	0,47	0,33	–	–	–	–
	4	0,00	0,00	0,13	0,13	–	–	–	–
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	–	–	–	–

Fonte: Elaboração própria

Tabela 6 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2004 e 2008 para o Metropolitano.

		Janeiro (Monitoramento)		Junho (Previsão)		Junho (Monitoramento)		Janeiro (Previsão)	
Ano	**Nrac**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 3**	**Cenário 4**	**Cenário 3**	**Cenário 4**
2004	1	1,00	1,00	0,52	0,52	1,00	1,00	0,00	0,00
	2	0,00	0,00	0,17	0,26	0,00	0,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,23	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,08	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2005	1	0,00	0,00	0,33	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,19	0,21	1,00	1,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,11	0,13	0,00	0,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,33	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
2006	1	0,00	0,00	0,31	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,30	0,21	1,00	1,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,18	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,03	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,18	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
2007	1	0,00	0,00	0,39	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,12	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,13	0,11	1,00	1,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,29	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
2008	1	0,00	0,00	0,54	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	0,00	0,00	0,21	0,19	1,00	1,00	1,00	1,00
	3	1,00	1,00	0,14	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,06	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaboração própria

Tabela 7 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2009 e 2013 para o Metropolitano.

		Janeiro (Monitoramento)		Junho (Previsão)		Junho (Monitoramento)		Janeiro (Previsão)	
Ano	**Nrac**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 1**	**Cenário 2**	**Cenário 3**	**Cenário 4**	**Cenário 3**	**Cenário 4**
2009	1	0,00	0,00	0,54	0,59	1,00	1,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,24	0,22	0,00	0,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,10	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,07	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
2010	1	1,00	1,00	0,52	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	0,00	0,00	0,17	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,31	0,29	1,00	1,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2011	1	0,00	0,00	0,54	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,20	0,16	1,00	1,00	1,00	1,00
	3	0,00	0,00	0,11	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00
	4	0,00	0,00	0,08	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,07	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
2012	1	0,00	0,00	0,50	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,31	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,11	0,07	0,00	0,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,08	0,08	1,00	1,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2013	1	0,00	0,00	0,32	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,14	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,12	0,14	0,00	0,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,31	0,20	1,00	1,00	0,00	0,00

Fonte: Elaboração própria

Tabela 8 – Probabilidades de ocorrências observadas e futuras do Nrac entre 2014 e 2015 para o Metropolitano.

		Janeiro (Monitoramento)		Junho (Previsão)		Junho (Monitoramento)		Janeiro (Previsão)	
Ano	Nrac	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 3	Cenário 4
2014	1	0,00	0,00	0,17	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
	2	1,00	1,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,08	0,12	0,00	0,00	1,00	1,00
	4	0,00	0,00	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
	5	0,00	0,00	0,55	0,45	1,00	1,00	0,00	0,00
2015	1	0,00	0,00	0,13	0,13	–	–	–	–
	2	0,00	0,00	0,12	0,18	–	–	–	–
	3	1,00	1,00	0,07	0,07	–	–	–	–
	4	0,00	0,00	0,12	0,12	–	–	–	–
	5	0,00	0,00	0,57	0,50	–	–	–	–

Fonte: Elaboração própria

3. CONCLUSÕES

Com os ensembles definidos, adaptou-se um modelo de operação de reservatórios capaz de receber as vazões previstas do ensemble e dado o volume atual do SJM prognosticar os NM e o Nrac que serviram como indicadores do estado de seca atual e futura. A operação tática com salva-guarda no horizonte de 1 ano foi realizada para cada ano no intervalo de 2004 a 2015 para o REJ e REM com inicialização em janeiro e em junho, sendo os períodos de tomada de decisão esses mesmos meses. A simulação realizada para 4 cenários associados aos 4 agrupamentos de ensemble equiprováveis levaram primeiramente a conclusão que, embora o NM seja um bom indicador de estado do reservatório o Nrac mostrou-se mais indicado a operação do reservatório pois foi imposto a esse índice uma característica de aversão ao risco, em que ele só poderia sofrer alteração no meses de tomada de decisão após olhar o estado de seca "atual" em que os reservatórios se encontram.

Baseado no Nrac, foram calculados matrizes de probabilidade de transição entre os estados de seca que permitiram chegar à conclusão de que se adotadas a regra de operação do definidas para o SJM (fração de racionamento da demanda e transferência de água entre as duas bacias) com os cenários de vazões previstas, o Jaguaribe tende a ter uma maior probabilidade de transição entre estados de seca mais críticos para mais amenos, além do monitoramento ter mostrado a

boa capacidade hídrica do sistema Jaguaribe que se manteve por 10 anos consecutivos em estado de normalidade, quanto ao sistema Metropolitana conclui-se pelo monitoramento uma maior vulnerabilidade hídrica em comparação como Jaguaribe e pela previsão tem-se que os cenários de viés mais seco prognosticaram uma maior tendência de permanência ou recuperação do sistema entre 2004 e 2015, exceto nos dois últimos anos de previsão que indicaram um maior risco de ocorrência para o estado de Emergência II apontando risco de colapso hídrico.

Desta forma evidencia-se que a avaliação integrada entre as regras de operação atual e futuras possibilita a antecipação de adversidades no SJM, o que pode possibilitar o disparo de ações de mitigação e resposta às secas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CID, D. A. C. **Alocação intertemporal e múltiplos usuários: Estudo de caso do Sistema Jaguaribe-Metropolitano**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, 2017.

STEINEMANN, A. **Drought indicators and triggers: A stochastic approach to evaluation**. Journal of the American Water Resources Association, vol. 39, pp. 1217-1233, 2003.

IMPACTOS DA SECA DOS ANOS DE 2014-2016 SOBRE OS USUÁRIOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Nathalia de Almeida Vasconcelos
Larissa Ferreira da Costa
José Edson Falcão de Farias Júnior
Rosa Maria Formiga-Johnsson
Gabriel Santos Motta
Natália Barbosa Ribeiro

INTRODUÇÃO

No Sudeste brasileiro, a crise hídrica ao longo dos anos de 2014 e 2016, decorrente dos baixos índices pluviométricos, afetou diversos setores usuários de água e demandou respostas emergenciais inéditas dos sistemas de gestão.

Na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, fez-se necessário uma série de ações estruturantes e não estruturantes para reduzir os impactos da estiagem. Esta bacia, localizada nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais possui um conjunto de estruturas hidráulicas, entre reservatórios, estações elevatórias e usinas hidrelétricas, que operadas conforme as regras estabelecidas garantem na calha principal deste rio uma segurança hídrica maior; este conjunto é denominado "Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu". Durante a crise, a gestão das águas e do Sistema Hidráulico precisou ser mais controlada e tornou-se ainda mais complexa. O Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (CEIVAP), reativou o Grupo de Trabalho Permanente de Acompanhamento da Operação Hidráulica na bacia do rio Paraíba do Sul (GTAOH), que havia sido criado durante a estiagem de 2003, para que os principais atores da gestão dos recursos hídricos da bacia pudessem conhecer as dificuldades e juntos decidir sobre como garantir os usos múltiplos com o mínimo de impactos aos usuários da bacia. Participavam os responsáveis pela operação do Sistema Hidráulico, os órgãos gestores de recursos hídricos, os usuários desta bacia e também da bacia do rio Guandu que recebe as águas transpostas do rio Paraíba do Sul.

Este trabalho tem por objetivo identificar e sistematizar os impactos da crise hídrica de 2014-2016 sobre os principais setores usuários dos rios Paraíba do Sul e Guandu, que tem suas vazões regularizadas pelo Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu. Para isto, foram utilizados os registros das reuniões do GTAOH, informações da geração de energia dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia, obtidas no site da Aneel, além de relatórios de agências oficiais, artigos e textos científicos sobre o assunto.

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul está localizada na região sudeste do Brasil, onde estão localizadas grandes metrópoles, com grande poder socioeconômico no cenário nacional além de uma alta concentração demográfica. Pertencem a esta bacia, total ou parcialmente, 184 municípios de três estados federativos, 39 do Estado de São Paulo, 57 do Estado do Rio de Janeiro e 88 do Estado de Minas Gerais.

O rio Paraíba do Sul formado pela confluência dos rios Paraitinga (com nascente no município de Areias/SP) e Paraibuna (com nascente no município de Cunha/SP), segue seu curso atravessando os três Estados e deságua no Oceano Atlântico em Atafona, município de São João da Barra, no Rio de Janeiro. Ao longo dos seus 1.150 km de extensão, o Paraíba do Sul recebe a contribuição de outros afluentes importantes, os quais se destacam os rios Jaguari, Pirapetinga, Bananal, Piraí, Dois Rios, Buquira, Piabanha, Paraibuna, Pomba e Muriaé.

O SISTEMA HIDRÁULICO PARAÍBA DO SUL-GUANDU & USOS MÚLTIPLOS DE ÁGUA

No início do século XX, iniciou-se a construção do Sistema Hidráulico do Paraíba do Sul, que consiste em um conjunto complexo de estruturas hidráulicas. Tinha como objetivo inicial aproveitar o potencial de geração de energia da região e hoje permite a transposição das águas do rio Paraíba do Sul para o rio Guandu na região de Santa Cecília no Estado do Rio de Janeiro.

A primeira intervenção construída foi o reservatório de Lajes, em 1908, no Ribeirão das Lajes, um dos rios formadores do rio Guandu. Em 1913, através da construção de um túnel, as águas do rio Piraí começaram a serem transpostas do reservatório de Tocos para o reservatório de Lajes.

Na década de 50, entrou em operação a Estação Elevatória de Santa Cecília, que permitiu a transposição das águas do rio Paraíba do Sul para o reservatório de Santana, através de um recalque de até 160 m^3/s, vencendo um desnível de 15m. Desse reservatório a água é então bombeada em cerca de 35m para o reservatório de Vigário, através da elevatória de Vigário e depois é desviada por gravidade por um desnível de 300m alimentando em cascata as usinas hidroelétricas de Nilo Peçanha, Fontes Nova, Pereira Passos e PCH Paracambi.

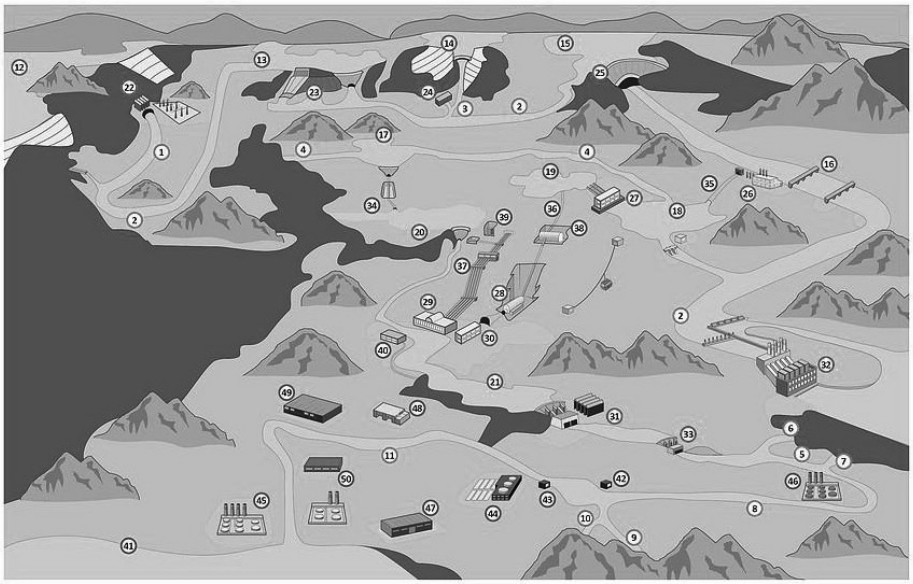
A regularização das vazões do rio Paraíba do Sul deu-se após a construção de quatro reservatórios: Santa Branca em 1959, no trecho paulista do rio Paraíba do Sul; Funil, em 1969, próximo à divisa entre Rio de Janeiro e São Paulo; Jaguari em 1972, no rio Jaguari, afluente na parte paulista da bacia; e finalmente Paraibuna em 1978 localizado na confluência dos rios formadores do rio Paraíba do Sul, Paraibuna/Paraitinga. Conhecido como reservatório equivalente, a capacidade total de reservação desses quatro reservatórios chega a 7.294,70 milhões de me-

tros cúbicos, sendo o volume útil total para geração de energia igual a 4.341,90 milhões de metros cúbicos.

O aumento da vazão no rio Guandu devido a transposição permitiu a instalação de uma Estação de Tratamento de Água para abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. A ETA Guandu tem capacidade atualmente de atender aproximadamente 9 milhões de pessoas na RMRJ tratando cerca de 43m³/s.

Outras usinas foram instaladas posteriormente em outros rios da bacia. A Figura 1 mostra um desenho esquemático do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu. A Tabela 1 relaciona as estruturas hidráulicas deste Sistema assim como outras existentes na bacia.

Figura 1 - Esquema do Sistema Hidráulico da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Guandu



Legenda

Rios
1. Rio Paraibuna
2. Rio Paraíba do Sul
3. Rio Jaguarí
4. Rio Piraí
5. Ribeirão das Lajes
6. Rio Santana
7. Rio São Pedro
8. Rio Guandu
9. Rio Queimados/Poços
10. Rio Ipiranga
11. Canal de São Francisco

Reservatórios
12. Paraibuna/Paraitinga
13. Santa Branca
14. Jaguarí
15. Funil
16. Santa Cecília
17. Tocos
18. Santana
19. Vigário
20. Lajes
21. Ponte Coberta

Usinas
22. UHE Paraibuna/Paraitinga
23. UHE Santa Branca
24. UHE Janguarí
25. UHE Funil
26. Elevatória Santa Cecília
27. Elevatória de Vigário
28. UHE de Nilo Peçanha
29. UHE de Fontes Velha
30. UHE de Fontes Nova
31. UHE de Pereira Passos
32. UHE de Ilha dos Pombos
33. PCH Paracambi

Outros
34. Gal. de escoamento livre
35. Túnel adutor S. Cecília/Santana
36. Canal de Adução - Vigário
37. Casa de Válvulas
38. Câmara de Válvulas
39. Chaminé de Equilíbrio
40. Calha da Cedae
41. Baía de Sepetiba
42. Ponto de Captação Ambev
43. Pontos de Captação Nitriflex, Rio Polímeros, REDUC e Lanxess.

Usuários da água bruta
44. Cedae - ETA Guandu
45. UTE Santa Cruz
46. UTE Barbosa Lima Sobrinho e Baixada Fluminense
47. Ambev
48. FCC
49. Gerdau
50. CSA

Fonte: Adaptado de CAMPOS,2011

Fonte: https://www.segurancahidricarj.com.br/estiagem

Tabela 1 – Estruturas Hidráulicas da Bacia do rio Paraíba do Sul (montante-jusante) (em **negrito**, os reservatórios de regularização dos rios Paraíba do Sul e Guandu)

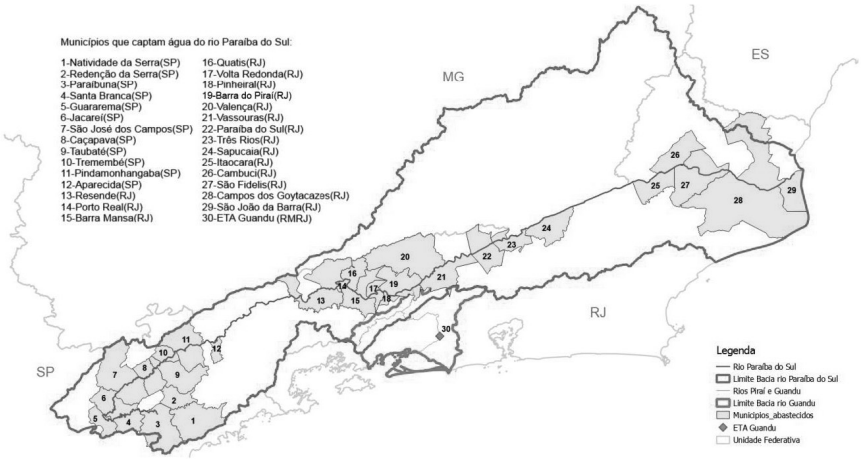
Paraibuna (ESP)	Reservatório com geração	87	CESP	Paraíba do Sul	4.731,70
Santa Branca (ESP)	Reservatório com geração	56	**Light**	**Paraíba do Sul**	**439**
Jaguari (ESP)	**Reservatório com geração**	**28**	**CESP**	**Rio Jaguari**	**1.235,60**
Lavrinhas (ESP)	Usina a fio d'água	30	Usina Paulista Lavrinhas de Energia Ltda	Paraíba do Sul	-
Queluz (ESP)	Usina a fio d'água	30	Usina Paulista Queluz de Energia Ltda	Paraíba do Sul	-
Funil (ERJ)	**Reservatório com geração**	**222**	**Furnas**	**Paraíba do Sul**	**888,3**
Santa Cecília (ERJ)	Estação Elevatória	-	Light	Paraíba do Sul	-
Picada (EMG)	Usina a fio d'água	50	Votorantim Metais Zinco S.A.	Rio dos Peixes	-
Sobragi (EMG)	Usina a fio d'água	60	Companhia Brasileira de Alumínio	Paraibuna	-
Piau (EMG)	Usina a fio d'água	18	CEMIG Geração e Transmissão S/A	Piau	-
Areal (ERJ)	Usina a fio d'água	18	Quanta Geração S/A	Preto	-
Simplício-Anta (ERJ)	Usina a fio d'água	306	Furnas Centrais Elétricas S.A.	Paraíba do Sul	-

BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL					
NOME / ESTADO	**FUNÇÃO**	**CAPACIDADE DE GERAÇÃO (MW)**	**AGENTE**	**RIO**	**VOLUME (hm^3)**
Ilha dos Pombos (ERJ)	Usina a fio d'água	167	Light	Paraíba do Sul	-
Barra do Braúna (EMG)	Reservatório com geração	39	Barra do Braúna Energética S.A.	Pomba	2,68
Tocos	Reservatório sem geração	-	Light	Piraí	1,9
Lajes	Reservatório	-	Light	Ribeirão das Lajes	450,4
Calha da Cedae	Adutora de 72km	-	CEDAE	-	-
Santana	Reservatório sem geração	-	Light	Piraí	4,35
Vigário	Estação Elevatória	-	Light	Piraí	-
Nilo Peçanha	Usina a fio d'água	380	Light	Guandu	-
Fontes Nova	Usina a fio d'água	132	Light	Guandu	-
Ponte Coberta	Reservatório	-	Light	Guandu	4,5
Pereira Passos	Usina a fio d'água	100	Light	Guandu	-
PCH Paracambi	Usina a fio d'água	25	Light	Guandu	-
ETA Guandu	Estação de Tratamento	-	CEDAE	Guandu	-

Estas estruturas hidráulicas permitiram, além da geração de energia elétrica, o desenvolvimento de outros usos de água na bacia. No caso do abastecimento urbano, 29 municípios da bacia captam água da calha principal do rio Paraíba do

Sul atualmente, com alto nível de segurança hídrica por conta da regularização de suas vazões. Destaca-se ainda a captação da ETA Guandu, na bacia vizinha do rio Guandu, que permite o abastecimento de mais de 80% da Metrópole do Rio de Janeiro – ou cerca de 9 milhões de pessoas - em 9 municípios metropolitanos. A Figura 2 localiza os municípios que captam água do rio Paraíba do Sul, e a ETA Guandu.

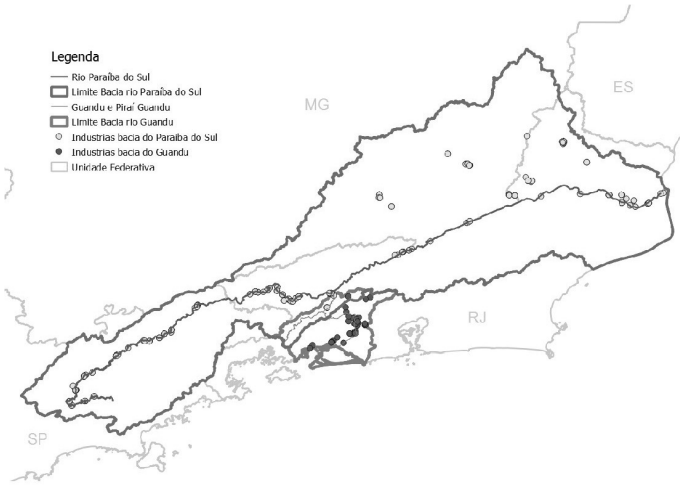
Figura 2 – Localização dos municípios que captam água do rio Paraíba do Sul, na Bacia Paraíba do Sul, e da ETA Guandu, na Bacia rio Guandu



Fonte: elaboração própria.

As indústrias estão presentes em quase toda a bacia, no entanto existem 2 regiões onde a concentração de indústrias que captam no próprio Paraíba do Sul é maior: no Vale do Paraíba paulista e na foz do rio Guandu (conhecido como Canal de São Francisco) na bacia vizinha do Guandu (Figura 3). O mesmo ocorre para a demanda agropecuária que se destaca sobretudo no Vale do Paraíba paulista.

Figura 3 – Localização das indústrias que captam água da Bacia do rio Paraíba do Sul e do rio Guandu



Fonte: Elaboração própria, com dados do Ceivap de 2018.

Em função dos interesses muitas vezes conflitantes entre os diversos usos da água, cabe à ANA definir e fiscalizar as regras de operação do Sistema Hidráulico do Paraíba do Sul visando a garantia dos usos múltiplos em relação à geração de energia; ao Operador Nacional do Sistema (ONS) cabe a aplicação dessas regras no contexto da gestão centralizada de geração de energia no país.

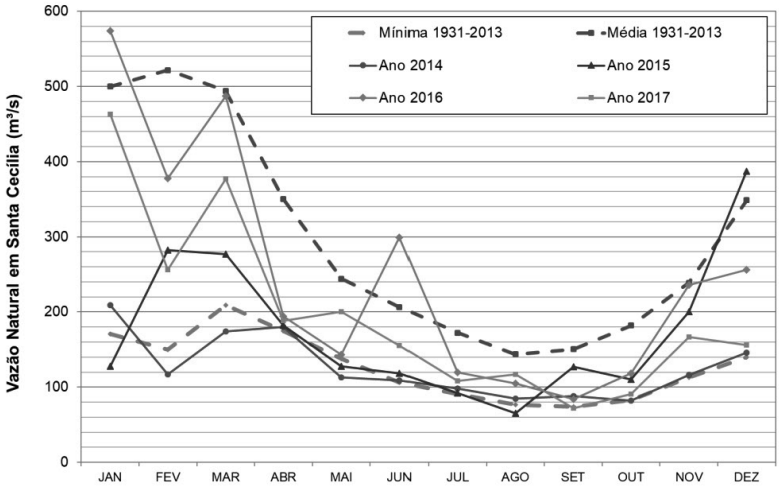
Em 26 de maio de 2003 a ANA emitiu a Resolução nº 211, dispondo sobre as regras a serem adotadas para a operação do Sistema Hidráulico do Rio Paraíba do Sul. Foram estabelecidas vazões mínimas a jusante dos reservatórios do Paraíba do Sul, da estação elevatória de Santa Cecília e da UHE de Pereira Passos: 30 m³/s em Paraibuna; 40 m³/s em Santa Branca; 10 m³/s em Jaguari; 80 m³/s em Funil; 71 m³/s em Santa Cecília; e 120 m³/s em Pereira Passos. Essa resolução estipulou também um mínimo para a vazão média transposta para a bacia do rio Guandu de 119m³/s. Outro item estabelecido neste documento foi a ordem de esvaziamento dos reservatórios com o objetivo de garantir a vazão de chegada à Santa Cecília de 190m³/s, 1º Funil, 2º Santa Branca, 3º Paraibuna e 4º Jaguari, sempre observando e garantindo pelo menos 10% dos seus volumes uteis.

SECA DE 2014-2016

Desde o segundo semestre de 2012, foi observado um comportamento pluviométrico bem abaixo da média em diferentes regiões do País. Em 2013, bacias hidrográficas vizinhas ao Paraíba do Sul já passavam por situações de armazenamento crítico afetando o abastecimento urbano de água. Em alguns meses de 2014 foram observadas as menores vazões até então registradas no histórico de 1931-2013.

A Figura 4 apresenta as vazões naturais médias mensais, mínimas históricas (1931 a 2013) e as registradas nos anos de 2014 a 2017 em Santa Cecília. O alerta se deu quando nos meses de janeiro a abril de 2014, observou-se um esvaziamento dos reservatórios do Sistema Hidráulico do Paraíba do Sul, no momento que deveriam estarem se reenchendo, por conta das baixas vazões observadas.

Figura 4 – Variabilidade das vazões naturais médias mensais entre 2014 e 2017 em relação às vazões média e mínima históricas, no rio Paraíba do Sul em Santa Cecília (ponto de transposição para a Bacia do rio Guandu)



Fonte: INEA, 2018.

Em 2014, as vazões naturais médias mensais afluentes em Santa Cecília foram muito próximas às mínimas até então registradas. Esta baixa afluência permaneceu até janeiro de 2015, quando se registrou a pior vazão natural do histórico para o mês de janeiro. Em fevereiro e março de 2015, as vazões aumentaram de forma expressiva, porém ainda permanecendo abaixo da média para o período. Nos meses seguintes, até agosto de 2015, as vazões ficaram novamente próximas às mínimas históricas, caracterizando a permanência da estiagem naquele ano. Somente em setembro de 2015 as vazões voltaram a aumentar e, finalmente, em dezembro de 2015 conseguiu ultrapassar a média histórica mensal. Nos anos de 2016 e 2017, alguns meses apresentaram vazões próximas das mínimas outros mais próximas da média, tendo o mês de setembro de 2017 apresentado a pior vazão do histórico.

Diante deste quadro de estiagem, em fevereiro de 2014, a ANA solicitou por meio de ofício ao ONS, atenção na operação do Sistema Hidráulico objetivando garantir os usos múltiplos dos recursos hídricos. No mês seguinte, o ONS, avaliando a situação, elaborou uma nota técnica com simulações que apontavam

a necessidade de redução da vazão objetivo em Santa Cecília de 190m³/s para 173m³/s, para que no início de novembro daquele ano o reservatório equivalente chegasse a 10%, caso as vazões se mantivessem baixas.

O CEIVAP decidiu então, em abril/2014, reativar o Grupo de Trabalho Permanente de Acompanhamento da Operação Hidráulica na bacia do rio Paraíba do Sul – GTAOH, que havia sido criado durante a estiagem vivenciada em 2003. Este grupo foi criado para a construção de soluções e ações de gestão das águas desta bacia de forma a minimizar os impactos dos usuários oriundos da estiagem. É composto pelos principais atores envolvidos na gestão dos recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul e Guandu: ANA como agente fiscalizador da operação dos reservatórios, o ONS como operador do sistema, os órgãos gestores estaduais e suas secretarias, os comitês de bacias hidrográficas das Bacias dos rios Paraíba do Sul e Guandu, usuários públicos e privados dos rios Paraíba do Sul e Guandu e representantes da sociedade civil.

ENFRENTAMENTO DA SECA 2014-2016

O GTAOH começou a se reunir para acompanhamento da crise hídrica de 2014-2016 em abril de 2014 e, até o final de 2016, quando a crise hídrica foi declarada como superada, ocorreram 63 reuniões: 19 em 2014, 30 em 2015 e 14 em 2016. A periodicidade média das reuniões foi variava entre 1 ou 2 vezes por mês, chegando a ser semanal nos períodos mais críticos de 2014 e 2015.

O principal objetivo do GTAOH, durante a crise, era buscar soluções para economizar os estoques de água dos reservatórios e atender aos usos múltiplos da bacia. A primeira medida proposta foi reduzir gradativamente a vazão objetivo em Santa Cecília de 190 para 173m³/s. Ao longo de 2014 e 2015 viu-se a necessidade de reduções ainda maiores, chegando a vazão de 110m³/s em fevereiro de 2015. Todas essas reduções foram autorizadas pela ANA através de resoluções temporárias. Ao todo foram 19 resoluções, relacionadas na Tabela 2.

A redução de vazões provocou impactos em diversos usuários de água, identificadas através de relatos no GTAOH e vistorias nos sistemas de captações de água. O monitoramento quali-quantitativo precisou ser reforçado em alguns trechos.

Tabela 2 – Resoluções temporárias da ANA autorizando regras operativas extraordinárias, sobretudo em Santa Cecília (vazões objetivo inferiores a 190m³/s)

Resolução (nº)	Data	Vigência	Vazão mínima em Santa Cecília (m^3/s)	Vazões Mínimas (m^3/s)			
				Paraibuna	Santa Branca	Funil	Jaguari
700/14	27/05/2014	30/06/2014	173	Permaneceram as vazões mínimas da Resolução 211/2003: Paraibuna: 30m^3/s Santa Branca: 40m^3/s Jaguari: 10m^3/s Funil: 80m^3/s			
898/14	25/06/2014	31/07/2014	173				
1038/14	16/07/2014	15/08/2014	165				
1072/14	11/08/2014	30/09/2014	165				
1309/14	29/08/2014	30/09/2014	160				
1516/14	29/09/2014	31/10/2014	160				
1603/14	29/10/2014	30/11/2014	160				
1779/14	27/11/2014	31/12/2014	160				
2048/14	19/12/2014	31/01/2015	160				
2051/14	23/12/2014	31/01/2015	140				
86/15	30/01/2015	28/02/2015	140	Idem	34	Idem	7
145/15	27/02/2015	30/06/2015	110	Idem	34	70	4
205/15	23/03/2015	30/06/2015	110	25	30	70	4
714/15	29/06/2015	31/10/2015	110	25	30	70	4
1204/15	26/10/2015	31/01/2016	110	7	10	60	4
65/16	28/01/2016	31/03/2016	110	7	10	60	4
288/16	28/03/2016	31/05/2016	110	7	10	60	4
561/16	30/05/2016	30/09/2016	110	7	10	60	4
1188/16	29/09/2016	30/11/2016	110	7	10	60	4

Com o objetivo de estabelecer um canal onde os usuários pudessem informar as situações emergenciais decorrentes das reduções de vazões, foi criado um protocolo de comunicação entre o INEA, Light, Furnas e ONS. Através desse protocolo, o INEA centralizava as solicitações dos usuários fluminenses que captavam diretamente no rio Paraíba do Sul como os do Guandu, e acionava a Light ou Furnas, caso necessário, para um aumento da vazão praticada em Pereira Passos, ou em Funil, visando mitigar a situação de emergência. Os operadores comunicavam ao ONS. Esse protocolo foi acionado uma vez em 2014 e 11 vezes de janeiro a junho de 2015.

Nas reuniões do GTAOH os usuários podiam apresentar os impactos que haviam percebido no período entre uma reunião e outra, e propostas para minimização desses impactos eram discutidas. Em todas as reuniões, o ONS apresentava as condições hidrológicas da bacia, a operação e as condições do arma-

zenamento do Sistema Hidráulico do Rio Paraíba do Sul. O INEA apresentava sempre que realizado, os resultados do monitoramento da qualidade das águas em pontos estratégicos da parte fluminense das bacias. Essas informações eram fundamentais para a tomada de decisão nos ajustes das regras de operação visando melhorar o armazenamento do sistema.

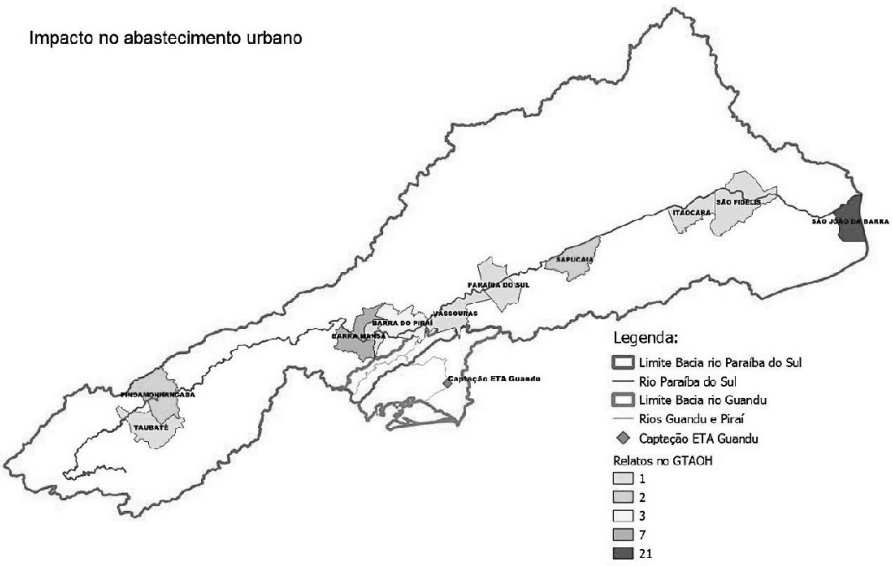
Mesmo com todo esse trabalho em conjunto, no final de janeiro de 2015, quando a vazão objetivo em Santa Cecília era de 140m³/s, esgotou-se o volume útil dos reservatórios de Paraibuna e Santa Branca. A partir daí, viu-se a necessidade de reduzir também os valores das vazões mínimas à jusante dos reservatórios. A vazão objetivo em Santa Cecília chegou a ser reduzida para 110m³/s, até então nunca experimentada. Essa transição de 140m³/s para 110m³/s foi a mais difícil de ser atingida, principalmente pelos impactos causados nas áreas junto à foz do Paraíba do Sul e da foz do Guandu.

Durante esse processo de enfrentamento da crise hídrica foi evidenciado, que para minimizar impactos decorrentes de secas, era preciso alterar a forma de operar o Sistema Hidráulico. Ou seja, as regras operativas em vigor até 2014 não eram mais adaptadas à nova realidade de secas meteorológicas mais frequentes na Bacia, como observado em 2001-2003 e a partir de 2014. Essas novas regras de operação deveriam ser acordadas entre todos os gestores e considerar as adaptações e pontos críticos levantados ao longo desse período de estiagem. Então, passado o período crítico, em dezembro de 2016, entrou em vigor a Resolução Conjunta da ANA/DAEE/IGAM/INEA nº 1382, de 07 de dezembro de 2015, que substituiu a resolução nº 211/2003, dispondo sobre a operação do Sistema Hidráulico do Paraíba do Sul-Guandu com novas regras operativas.

OS IMPACTOS SOBRE O SETOR DE ABASTECIMENTO URBANO

De um total de 29 municípios paulistas e fluminenses captando diretamente no rio Paraíba do Sul, 13 deles relataram problemas nas reuniões do GTAOH entre 2014 e 2016. No Estado do Rio de Janeiro, que foi bem mais afetado pela crise, 11 municípios relataram alguma dificuldade envolvendo a captação dos sistemas de abastecimento urbano (Barra do Piraí, Barra Mansa, Itaocara, Paraíba do Sul, São Fidelis, Sapucaia e Vassouras), além de problemas na ETA Guandu. Na parte paulista, houve ainda relatos de aparecimentos de macrófitas nos municípios de Pindamonhangaba e Taubaté em meados de 2015. A Figura 5 indica os municípios afetados e a quantidade de relatos ao longo dos anos de 2014, 2015 e 2016 nas reuniões do GTAOH.

Figura 5 – Crise hídrica 2014-2016 & abastecimento urbano: municípios paulistas e fluminenses afetados e ETA Guandu.



Fonte: Elaboração própria

Os problemas relatados deveram-se à diminuição do nível da água do rio Paraíba do Sul. No tocante às captações, muitas das estruturas eram fixas. A solução para a mitigação deste impacto foi a instalação de bombas flutuantes, ou bombas com maior altura de sucção e o prolongamento das tubulações de captação.

A ANA, com apoio dos órgãos gestores de recursos hídricos estaduais, elaborou o Plano de Ações Complementares para Gestão da Crise Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2014. Foram realizadas vistorias as captações dos sistemas de abastecimento que captam no rio Paraíba do Sul, identificados os possíveis problemas e gargalos diante de novas reduções da vazão do rio e indicadas as ações de adaptações necessárias. Segue na Tabela 3 as ações propostas pelo Plano. O CEIVAP financiou boa parte dessas adaptações e a AGEVAP, sua agência de bacia, foi particularmente ativa na operacionalização das soluções emergenciais.

Tabela 3 – Adaptações propostas no Plano de Ações Complementares para Gestão da Crise Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul

Aparecida	SP	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA - projeto a ser elaborado pela SABESP	AGEVAP
Guararema	SP	Adequação de crivo e tubulações de captação	SABESP
Jacareí	SP	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Central	Município
Natividade da Serra	SP	Construção de sistema de barramento	AGEVAP
Pindamonhangaba	SP	Desassoreamento do rio	SABESP
Redenção da Serra	SP	Desassoreamento do rio	SABESP
São José dos Campos	SP	Desassoreamento do rio	SABESP
Tremembé	SP	Construção de muro de contenção e substituição de bomba e nova entrada de energia	SABESP
Barra do Piraí	RJ	Instalação de bomba autoescorvante com maior altura de sucção no Sistema ETA Nelson Carneiro	AGEVAP
		Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Morro Paraiso - Captação ETA Carola	AGEVAP
		Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Arthur Cataldi Coimbra	AGEVAP
Barra Mansa	RJ	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Barra Mansa	AGEVAP
São Fidélis	RJ	Prolongamento da tubulação existente	AGEVAP
São João da Barra	RJ	Construção de poço artesiano	AGEVAP
Sapucaia	RJ	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Sapucaia	AGEVAP
Três rios	RJ	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA	AGEVAP

Município	UF	Obras	Agente
Vassouras	RJ	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Itakamosi	AGEVAP
		Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Barão de Vassouras	AGEVAP
		Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Andrade Pinto	AGEVAP
Volta Redonda	RJ	Instalação de conjunto flutuante com motobomba na calha do rio no Sistema ETA Belmonte	AGEVAP

Quase todas as ações propostas neste plano foram implementadas, conforme é possível observar na Tabela 4 a seguir. Esta resume os impactos da seca 2014-2016 sobre os municípios que captam diretamente no rio Paraíba do Sul e sobre a ETA Guandu, que capta água do rio Guandu, bem como as ações emergenciais empreendidas, a partir dos relatos registrados nas atas das reuniões do GTAOH (24/04/2014 a 16/11/2016).

De modo geral, o Estado do Rio de Janeiro foi muito mais afetado. O município de São João da Barra foi o que apresentou problemas em sua captação por mais tempo. Por se localizar na foz do rio Paraíba do Sul a intrusão salina foi maior com a diminuição das vazões do rio, acarretando em paradas constantes na captação de água, chegando a afetar o abastecimento urbano em alguns momentos. A solução para este município era a construção de poço artesiano, no entanto não pode ser implantado por questões políticas não resolvidas. Outro município fluminense muito afetado foi Barra do Piraí, conforme indicado na Figura 4, acima, e na Tabela 4 a seguir.

Na ETA Guandu foi necessário altear o nível da barragem, além de aumentar o uso de produtos químicos no tratamento da água por conta de uma piora na qualidade da mesma.

Ressalte-se que muitos municípios paulistas, embora não tenham relatado impactos na captação durante as reuniões do GTAOH, também fizeram adaptações do sistema de abastecimento. São eles: Aparecida, Guararema, Jacareí, Natividade da Serra, Pindamonhangaba, Redenção da Serra, São José dos Campos e Tremembé.

Tabela 4 – Relato de impactos dos usuários nas reuniões do GTAOH e propostas de soluções

Taubaté	SP	Aparecimento de macrófitas (registro de 14/05/2015)	Realizar limpeza para retirada das macrófitas
		Aparecimento de macrófitas	Realizar limpeza para retirada das macrófitas
Pindamonhangaba	SP	(registros de 27/03/2015 e 14/05/2015)	
		Preocupação com o nível d'água e com a possibilidade de não conseguir captar água. (registro de 16/06/2014)	ETA NOVA: adquirir ou alugar uma bomba adicional visando complementar a vazão total captada.
Barra Mansa	RJ	Problema de captação devido ao baixo nível da água (registros de 11/07/2014, 04/03/2015 e 20/03/2015)	Aumentar a área de captação do crivo e instalação de conjunto motobomba em flutuante
		Ar nas bombas devido ao baixo nível da água (registros de 06/05/2015 e 03/11/2015)	-
		Aparecimento de macrófitas (registro de 14/12/2015)	-
Volta Redonda	RJ	Relatado problemas na qualidade da água (registro de 28/11/2014)	-
Barra do Piraí	RJ	A captação da ETA Nelson Carneiro que fica na saída das bombas da transposição para o Guandu, já não tinha condições operacionais de captação devido à redução do nível d'água (registro de 11/07/2014)	Reposicionar a bomba
		ETA Carola: apresentou situação crítica devido ao assoreamento existente a montante da captação (registros de 16/06/2014 e 08/08/2014)	Realizar limpeza do rio no trecho de montante realizada pelo Limpa Rios /INEA .

Município (montante-jusante – rio Paraíba do Sul)	**UF**	**Relato**	**Proposta/Solução**
Vassouras	RJ	Redução de captação de 40m³/s para 32m³/s (registro de 15/08/2014)	-
Paraíba do Sul	RJ	Redução da vazão de captação de 36m³/s para 31m³/s (registro de 15/08/2014)	-
Sapucaia		Captação situação preocupante, pois está captando na cota limite e qualquer redução de nível resultará em dificuldades para a captação (registro de 16/06/2014)	-
	RJ	Dificuldade de captação devido à baixa vazão (registro de 24/06/2014)	-
Itaocara	RJ	Interrupção no abastecimento devido ao baixo nível da água (registro de 08/09/2014)	Estender as linhas de sucção em direção ao eixo do leito do rio
São Fidélis	RJ	Diminuição do nível da água de 52 para 25cm, dificuldade de captação (registro de 11/07/204)	Prolongar em 3m a tubulação da captação
		Foi identificado que o maior problema estava relacionado com o local da captação que se situava no braço direito de uma ilha, próxima a foz do rio Paraíba do Sul. Existia um assoreamento no local que agravava o problema da intrusão salina (registro de 16/06/2014)	O INEA propôs como solução imediata a alteração do local de captação para o braço esquerdo da foz, onde parece ter uma menor incidência da intrusão salina e como solução futura a realocação do ponto de captação para 4 km a montante.

Município (montante-jusante – rio Paraíba do Sul)	**UF**	**Relato**	**Proposta/Solução**
São João da Barra	RJ	Interrupção na captação devido a maré alta por duas vezes durante 4h, intrusão salina (registro de 15/08/2014)	Aumentar a captação durante a maré baixa
		Agravamento da intrusão salina dificultando a captação (registros de 25/08/2014 e 30/09/2014)	-
		Agravamento da intrusão salina dificultando a captação (registro de 30/10/2014)	Representante da CEDAE informou que foi feito um termo de cooperação entre a empresa Prumo, INEA, SEA e prefeitura de São Joao da Barra para a reabertura de um canal com o intuito de ajudar na questão de salinidade na captação da CEDAE em São João da Barra.
		Agravamento da intrusão salina dificultando a captação (registro de 28/11/2014)	-
		Sem captação em maré alta (registro de 22/12/2014)	Perfurar um poço à margem do Paraíba do Sul

Município (montante-jusante – rio Paraíba do Sul)	UF	Relato	Proposta/Solução
		Presença de salinidade e assoreamento na região da captação (registros de 27/01/2015, 05/02/2015, 16/04/2015, 14/05/2015, 02/09/2015, 09/09/2015, 06/10/2015, 21/10/2015, 16/11/2015, 30/11/2015, 10/05/2016, 18/07/2016, 09/08/2016 e 12/09/2016)	-

ETA GUANDU	RJ	Diminuição do nível da água (registro de 16/06/2014)	Elevar a crista do vertedouro de modo a continuar captando por gravidade
		Relatada piora na qualidade da água (registros de 27/01/2015, 26/02/2015 e 04/03/2015)	Aumentar o uso de produtos químicos
		Vegetação flutuante na captação (registro de 24/08/2015)	-

OS IMPACTOS SOBRE O SETOR INDUSTRIAL

Durante a crise hídrica, houve dois relatos de duas indústrias no trecho paulista com problemas na captação devido ao baixo nível d'água na região de Jacareí, cuja solução foi a instalação de captação flutuante. No entanto, as indústrias que mais relataram dificuldades foram aquelas do Canal de São Francisco, trecho final do rio Guandu. São elas: Companhia Siderúrgica do Atlântico (ThyssenKrupp – CSA, ou TKCSA), Gerdau S/A, Furnas Centrais Elétricas S/A e Fabrica de Catalizadores Carioca (FCC).

Figura 6 – Localização das indústrias do Baixo Guandu (Canal São Francisco) afetadas pela crise hídrica 2014-2016.

Fonte: Elaboração própria

A diminuição de vazão e consequente redução do nível da água na calha do rio possibilitou que a água do mar penetrasse em maior extensão na foz do rio Guandu, chegando até os pontos de captação dessas indústrias. Tal fato fora agravado no período de maré alta. Foram, ao todo, 33 registros ao longo do período de estiagem, sendo destes quatro ocasionando a interrupção da produção e dois gerando falta de água até mesmo para abastecimento interno das indústrias, necessitando recorrer a aquisição de água por meio de 'carro pipa'. A situação só não foi agravada, devido a ações no sentido de minimizar tais impactos, à medida que eram indicadas as reduções de vazão nas reuniões do GTAOH.

Dentre as ações imediatas e de curto prazo para solucionar o problema, as indústrias aumentaram a captação da água no período de maré baixa, que possui menor influência da cunha salina. Investiu-se também no aumento da reservação com vistas a utilizar este estoque durante o período de maré alta. Porém, essas medidas não se mostraram suficientes, principalmente para a empresa TKCSA, que realizou uma obra para realocação do seu ponto de captação para um local mais a montante, de forma a sofrer menos com a intrusão salina. Os usuários de água reuniram-se para construir uma soleira entre as empresas CSA e a Gerdau, com o objetivo de se ter uma barreira para a entrada da cunha salina, permitindo um tempo maior de captação sem a influência da cunha.

O protocolo de comunicação com o INEA foi acionado algumas vezes durante o período de crise hídrica por estas indústrias, sendo solicitado o aumento

da vazão a jusante de Pereira Passos objetivando diminuir a salinidade no local de captação. Na tabela abaixo são resumidos os relatos apresentados nas reuniões do GTAOH.

Tabela 5 - Relato de impactos dos usuários industriais nas reuniões do GTAOH, 2014-2016

Junho/14	A TKCSA relatou que em função de picos de salinidade, houve a necessidade de interromper a captação. Instalaram bombas adicionais.
Setembro/14	Houve 5 dias de interrupção da captação durante o mês na TKCSA, tendo sido acionado o protocolo de emergência.
Outubro/14	A captação da CSA foi paralisada durante 180 horas durante 30 dias.
Novembro/14	Foi informado que o avanço da cunha salina prejudicou a captação da TKCSA.
Janeiro/15	A TKCSA realizou trabalhos internos para otimizar a utilização de recursos hídricos e aumentar sua capacidade de armazenamento. Acionou o protocolo de emergência no dia 18/01. Neste mesmo dia a FCC indicou aumento da salinidade em dias intercalados ocasionando paradas de 8h a 12h diárias. A Gerdau começou a captar em regime especial e ocorreu parada de 40 horas entre os dias 21 a 24/01/2015, ficando ao todo 71h no mês sem captar. Foi sugerida a construção de uma barragem para evitar a intrusão salina (soleira submersa).
Fevereiro/15	A TKCSA informou que houve problemas na captação devido a baixa vazão nos dias 14 e 15/02, 21 e 22/02 e 28/02 e 01/03, havendo acionamento do protocolo de emergência no dia 15/02. Gerdau ficou 110 horas sem captar no mês de fevereiro.
Março/15	Foram iniciados o projeto e o processo de licenciamento da soleira submersa. Em relação as paradas de captação a TKCSA relatou interrupções em 13/03, 28/03 e 29/03 num total de 30h, e ainda acionou o protocolo de emergência no dia 29/03. A FCC informou a interrupção de 10h no dia 20/3 e 17h no dia 21/03, enquanto a Gerdau parou de captar durante 11 h no dia 20/3 e 16h no dia 21/03, totalizando 101h sem captação no mês. Segundo representante da FIESP, a White Martins e a CEBRACE relataram que não estavam conseguindo captar com uma vazão de 30m³/s na região de Jacareí em SP.

Mês da ocorrência	Resumo dos relatos no âmbito do GTAOH/Ceivap
Abril/15	A FCC informou um total de paralisação de 30 horas até o dia 06/4, posteriormente indicando paradas de 9h em média, além de uma paralisação de 4h dia 27 e 28/04. A Gerdau informou um total de 19h parada na captação no dia 14/04 e um total de 195h em abril. Acionou o protocolo no dia 20/04. A TKCSA no dia 14/04 ficou sem captar por 24h e acionou o protocolo de emergência. O final de abril foi o mais difícil para a TKCSA, pois com mais de 48h sem conseguir captar teve que parar o processo industrial entre os dias 28 e 30/04, acionando o protocolo de emergência. Informou um custo de um milhão de dólares, ficando até sem água potável para os funcionários, dependendo de carro pipa.
Maio/15	A TKCSA informou paradas médias de 12h, protocolo acionado em 06/05. Dias 25, 28 a 30/5 ficaram cerca de 63h sem captar. Conseguiram concluir o reservatório extra para aumentar a capacidade de armazenamento.
Junho/15	A TKCSA relatou interrupção na captação nos dias 7 e 8/6. Nas reuniões, foram acordadas vazões alternadas de 114m³/s por 24h e 85m³/s por 12h.
Julho/15	Término da soleira. TKCSA parada na captação média de 13h entre os dias 2 a 5/07. Nos dias 7 e 20/07 paradas de 20h. Acionado protocolo de emergência nos dias 20/7 e 23/7. Neste período houve paralisação das caldeiras.
Agosto/15	Gerdau informou que houve 20h de paralisação devido à redução de vazão entre os dias 15 a 17/8, 48h sem captação no dia 22/8. Devido a isso foi decidido aumentar a capacidade de captação. A TKCSA teve 64h paralisação na captação em nove dias sendo necessária a instalação de nova bomba e fazer ajustes operacionais para conseguir voltar a captar. FCC ficou 25 horas sem captar após a redução para 80m³/s no dia 20/8.
Setembro/15	Foi acordado que seriam praticadas vazões alternadas de 18h com 85m³/s e 36h com 70m³/s. Gerdau relatou que 44% do tempo com paralisação na captação no mês. TKCSA teve que aumentar a tolerância de condutividade na captação, paradas de 15h nos dias 17 e 18/9. Interligação das captações ficou pronta.

Mês da ocorrência	Resumo dos relatos no âmbito do GTAOH/Ceivap
Outubro/15	Gerdau informou que ficou 75% do tempo sem captar. FCCSA captando apenas em 22% do tempo, relatado que foi o pior mês do ano para a empresa. A TKCSA, mesmo com o aumento da tolerância de condutividade, houve picos maiores que a impediram de captar. Para manter a operação foi preciso utilizar carros pipa. Foi necessário executar ajustes na soleira submersa.
Dezembro/15	A TKCSA informou que devido a redução de vazão para 74m³/s no dia 28/12, houve parada de 11h e 10h nos dias 29 e 30/12.
Janeiro/16	A TKCSA relatou que no dia 02/01 tiveram nova interrupção devido a redução para 71m³/s no dia 01/01.
Fevereiro/16	A TKCSA indicou parada no dia 15/02 somente.
Abril/16	A FCC relatou que na segunda quinzena de abril ficou cerca de 10% do tempo sem captar devido a um aumento na salinidade.
Maio/16	A FCC informou parada de 26 horas até o dia 09/05. Na segunda quinzena de maio novamente aumento da salinidade afetou a captação e tiveram que buscar alternativas.
Junho/16	A FCC indicou parada na captação em 21% do tempo.
Julho/16	A FCC indicou parada na captação em cerca de 19% do tempo.

Não há relatos de outros impactos no setor industrial, que depende das águas dos rios Paraíba do Sul. No entanto, a título de ilustração sobre o impacto global da seca no setor como um todo, são significativos os resultados do estudo que a Firjan realizou com 517 indústrias localizadas em todo o Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN, 2016). A pesquisa constatou que 64,6% dos usuários participantes utilizam somente a concessionária de abastecimento de água como fonte de fornecimento. Destas, 1 em cada 4 tiveram interrupções no fornecimento (334 respondentes). Do universo de indústrias utilizando água somente de captações diretas (20,3%), 1 em cada 10 sofreram interrupções (105 respondentes).

Do total, 16,3% foram afetadas de alguma forma pela escassez hídrica. Esta gerou um aumento de custos para 2/3 delas, relacionado ao controle de consumo, perdas ou reuso de água. A escassez impactou diretamente as atividades industriais provocando interrupção temporária (26,2%) e redução da produção (31,0%), além de contribuir para demissão de colaboradores (17,9%). Em situações mais extremas, houve a necessidade de utilizar carros-pipa para suprir as interrupções no fornecimento.

OS IMPACTOS SOBRE O SETOR DE HIDROENERGIA

A crise hídrica de 2014-2016 também afetou o setor hidrelétrico por conta das reduções das vazões do Sistema Hidráulico do Paraíba do Sul. O reservatório de Santa Branca e Paraibuna chegaram ao volume morto precisando interromper a geração de energia durante alguns dias no mês de fevereiro de 2015.

Nos registros do GTAOH, houve 9 relatos de impactos na geração de energia. No registro de 22/12/2014 foi informado que a usina de Santa Branca precisou ser operada a fio d'água. Neste mesmo registro, foi relatado a interrupção da geração de energia da usina de Paraibuna. No ano seguinte, nos registros de 03/11/2015 e 16/11/2015 do GTAOH, relatou-se novamente a suspensão da geração de energia na mesma usina, por conta de um problema excessivo de vibração das máquinas, devido à grande variação de potência ocasionada pelas alterações de vazão. A usina de Pereira Passos também noticiou, no registro de 24/08/2015, dificuldades técnicas de operação devido à diminuição da vazão transposta. A PCH de Queluz apontou a mesma dificuldade nos registros de 10/05/2016, 13/06/2016, 18/07/2016 e 12/09/2016, quando as vazões mínimas de jusante dos reservatórios de Paraibuna, Santa Branca e Jaguari foram reduzidas por tempo mais prolongado com objetivo de aumentar os seus armazenamentos.

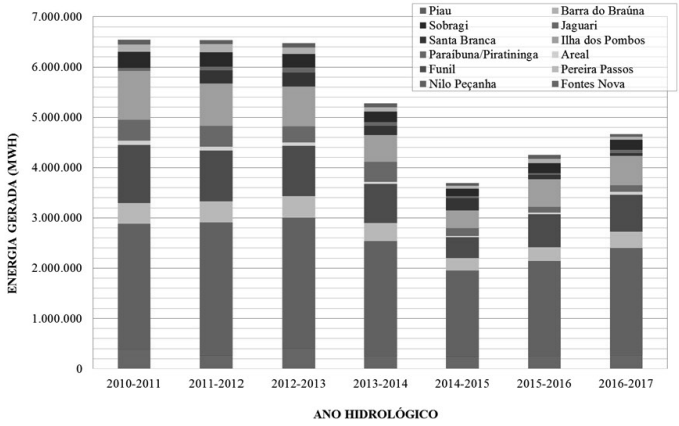
Para caraterização dos impactos no setor hidroelétrico foram utilizados, além dos registros do GTAOH, dados de geração de energia coletados do site da ANEEL das usinas Paraibuna, Santa Branca, Jaguari, Funil, Barra do Braúna, Areal, Ilha dos Pombos, Sobragi e Piau na bacia do rio Paraíba do Sul, e Nilo Peçanha, Fontes Nova e Pereira Passos na bacia do rio Guandu. A usina de Simplício não foi considerada, pois iniciou sua operação em 2013 e, desta forma, não possuía dados de referência.

Figura 7 - Localização das usinas utilizadas no estudo

Fonte: Elaboração própria

O gráfico abaixo apresenta os valores de energia gerada nos anos hidrológicos de 2010-2011 a 2016-2017. Tendo como referência, a média de geração de energia dos anos hidrológicos de 2010 a 2013 e comparando-a aos anos hidrológicos de 2013-2014 e 2014-2015, observa-se uma diminuição da geração de cerca de 18,8% e de 46,2%, respectivamente. Já a partir do ano hidrológico seguinte, 2015-2016, há indícios de recuperação do sistema, porém ainda com valores consideravelmente abaixo do período de referência. No ano hidrológico de 2015-2016 observou-se uma redução de 35,8% em relação à média de 2010-2013 e no ano hidrológico de 2016-2017, 22,6%.

Figura 8 – Energia gerada nos aproveitamentos do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul e Guandu entre 2010 e 2017.



Fonte: Elaboração própria

OS IMPACTOS SOBRE O SETOR AGROPECUÁRIO

Um importante setor usuário das bacias hidrográficas dos rios Paraíba do Sul e Guandu é a agropecuária. Ressalta-se, no entanto, que não foi possível identificar relatos de grandes impactos nas atas das reuniões do GTAOH.

Uma fonte de identificação de impactos neste setor no trecho fluminense da bacia foi um estudo realizado pela Emater-Rio, em parceria com a Pesagro-Rio, que levantou informações sobre a produção de algumas propriedades que acessaram o crédito rural entre os anos de 2014-2015, no Estado do Rio de Janeiro. Nesse levantamento, foram identificadas e estimadas inúmeras perdas nos diversos segmentos deste setor (EMATER-RJ e PESAGRO-RJ, 2016; EMATER-RJ, PESAGRO-RJ e Rio RURAL, 2016). Ressalte-se, no entanto que estes impactos não se referem a irrigantes que captam águas dos rios Paraíba do Sul e Guandu, objetos deste trabalho, e são limitados ao território fluminense. Optou-se, no entanto, de apresentá-los brevemente para dar uma ideia da severidade da seca e seus impactos globais.

Na fruticultura, por exemplo, os levantamentos indicaram perdas da ordem de 69 mil toneladas, prejudicando cerca de 2.150 fruticultores. Na cafeicultura, na colheita do ano de 2015 houve uma perda de produção em torno de 20 a 25%. Já na olericultura foi indicado que no município de Barra Mansa, que pertence a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, experimentou uma redução do volume de água das nascentes e córregos que irrigam as lavouras de alface, causando enormes perdas na produção obrigando alguns produtores a migrarem para outras regiões. Tal fato, provocou uma redução significativa da área plantada nessa região. Na cultura da mandioca, que é voltada para indústria, os levantamentos indicaram uma perda na ordem de 34% no Estado. As culturas de cana- de- açúcar apresentaram perdas efetivas entre 12% e 63%, nos municípios produtores.

Na atividade agropecuária, as perdas estimadas na produção leiteira, na reprodução dos bovinos leiteiros e pecuária de corte, chegaram à ordem de 50%, em alguns municípios. As perdas levantadas em 2014 na piscicultura são referentes à produção de tilápia, que ocorreram, principalmente, nos sistemas de produção em tanques-redes, sendo identificadas perdas médias de 25%. Cabe destacar que o maior índice de perdas foi no município de Vassouras, onde o registro de perdas foi da ordem de 43%.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio dos relatos dos principais setores usuários, identificados e analisados neste trabalho, foi possível constatar que a estiagem do Sudeste brasileiro entre os anos de 2014-2016 gerou significativos impactos negativos nos usuários dos rios Paraíba do Sul e Guandu, regularizados pelo Sistema Hidráulico do rio Paraíba do Sul e Guandu.

No setor de abastecimento urbano de água, foram necessárias várias adaptações nos sistemas de captação para evitar o desabastecimento de muitos municípios da bacia, inclusive da própria ETA Guandu, que abastece a maior parte da Metrópole do Rio de Janeiro.

O setor industrial, principalmente aquele localizado na foz do rio Guandu, também registrou impactos significativos e, em muitas situações, chegou ao limite do uso de fontes convencionais de água, tendo que adotar medidas de otimização ou até mesmo de redução de consumo para conseguir enfrentar a crise hídrica. Dentre elas, investiu-se no aumento da capacidade de captação e armazenamento, na alteração do ponto de captação, na construção de soleira submersa, além da gestão do processo produtivo para controle de consumo, campanhas de conscientização, entre outros. Mesmo com todos os esforços, em alguns momentos, houve paralização das atividades, sobretudo nos eventos extremos de seca.

O setor de energia também teve impactos significativos, tendo que reduzir a sua produção e, em algumas usinas, houve a interrupção da geração de energia devido ao baixo nível dos reservatórios. Outras tiveram complicações em sua ope-

ração devido a grande variação de vazões, aplicadas no período.

A crise hídrica evidenciou, sobretudo, que ações emergenciais podem até ser efetivas e minimizar os impactos, mas acima de tudo que se faz necessário criar uma lógica proativa de gestão de secas, de modo a sair da gestão da crise para a gestão do risco. Nesse sentido, as novas regras operativas do Sistema Hidráulico Paraíba do Sul-Guandu que foram aplicadas a partir de outubro de 2016, representam uma mudança significativa, pois tornou o Sistema bem mais resiliente às secas, garantindo assim maior segurança hídrica aos usuários consuntivos dos rios Paraíba do Sul e Guandu. Ressalte-se que tal medida afetou o setor de hidroenergia, pois diminuiu a flexibilidade do uso das águas reservadas para a geração de energia elétrica.

Para além dessa adaptação da operação da infraestrutura, é preciso preparar-se para a próxima seca. Experiências internacionais e outras mais recentes no Brasil apontam pela necessidade de uma abordagem mais proativa em relação ao risco de desabastecimento associado à seca, a exemplo do Monitor de Secas (site da ANA, acessado em 05/11/2018) e das propostas e experiências recentes dos planos de preparação de secas, em múltiplas escalas (Souza Filho et al., 2016; De Nys, Engle e Magalhães, 2016).

Acima de tudo, é preciso criar uma cultura de segurança hídrica de médio e longo prazos, evoluindo da lógica de aumento da oferta de água para uma gestão integrada e racional dos recursos hídricos, incluindo programas de redução de perdas e uso eficiente da água, regulamentação e estímulo ao reuso de água. É preciso também, incentivar a proteção de nascentes e mananciais estratégicos, através de restauração florestal e boas práticas do manejo do solo em áreas rurais, além de investir na implementação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto, que geram consequências diretas na melhoria da qualidade das águas. Enfim, é preciso avançar ainda mais – e mais rapidamente - na gestão e governança dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[ANA] Agência Nacional das Águas (2006). Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Guandu, Guarda e Guandu Mirim PERH-Guandu. Relatório do diagnóstico – final.

____(2011). Atlas Brasil – Abastecimento Urbano de Água 2010. Brasília – DF.

____ (2015a). Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – 2015. Brasília – Brasília– DF.

____ (2015b) Plano de Ações Complementares para a Gestão da Crise Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Versão 2.0. Brasília – DF.

____(2015c) Encarte especial sobre a crise hídrica: conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2014. Brasília - DF.

ANEEL (2016). Dados da Compensação Financeira de Usinas Hidrelétricas. < http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/cmpf/gerencial/>. Acessado em Outubro/2018.

COSTA, L.F.; FARIAS JUNIOR, J.E.F.; FORMIGA-JOHNSSON, R.M.; e ACSERALD, M.V. (2015). Crise Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do sul: enfrentando a pior estiagem dos últimos 85 anos. Revista Ineana. Volume 03. Nº: 01. Rio de Janeiro: Inea.

DE NYS, E.; ENGLE, N.L.; MAGALHÃES, A.R. Secas no Brasil: política e gestão proativas. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos; Banco Mundial, 2016.

EMATER-RIO; e PESAGRO-RIO (2016). Relatório de Perdas no Setor Agropecuário no Estado do Rio de Janeiro com foco no crédito rural – Estiagem 2014/2015.

EMATER-RIO; PESAGRO-RJ; RIO RURAL (2016). Zoneamento ecológico econômico: caracterização socioeconômica do setor agropecuário do estado do rio de janeiro.

FIRJAN (2016). Impactos da Escassez de Água na Indústria 2014-2015. Apresentação em powerpoint da FIRJAN-RJ.

FORMIGA-JOHNSSON, R.M.; FARIAS JUNIOR, J.E.F.; COSTA, L.F. ACSERALD, M.V. (2015). Segurança hídrica do Estado do Rio de Janeiro face à transposição paulista de águas da Bacia Paraíba do Sul: relato de um acordo federativo. Revista Ineana, 3: 48-69.

GTAOH [GRUPO DE TRABALHO PERMANENTE DE ACOMPANHAMENTO DA OPERAÇÃO HIDRÁULICA NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL] (RJ) (2016). Registros de reuniões, no período abril de 2014 a janeiro de 2016. Disponível em: http:// agevap.org.br/agevap/ophidraulica.php.

INEA; COPPETEC/UFRJ (2014). Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Relatório Diagnóstico.

SOUZA FILHO, F.A. et al. (2016). Gestão e abastecimento hídrico: planos de preparação para a seca. In: DE NYS, E.; ENGLE, N.L.; MAGALHÃES, A.R. (Orgs.). Secas no Brasil: política e gestão proativas. Brasília: CGEE; BIRD.

SISTEMA DE ALERTA PRECOCE DE SECA E O SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA

Luiz Martins de Araújo Júnior
Francisco de Assis de Souza Filho

1. SISTEMAS DE ALERTA PRECOCE DE SECA

Na visão de gerenciamento de risco, um sistema de alerta precoce de seca (SAPS) pode servir como um mecanismo proativo de mitigação e adaptação, possibilitando a previsão de eventos de seca e antecipando a visualização de prováveis impactos.

Entretanto, um SAPS envolve mais do que um simples desenvolvimento e difusão de uma previsão hidroclimática, devendo ser capaz de determinar a probabilidade de ocorrência de eventos de seca e de monitorar a sua extensão espacial, duração e severidade a fim de poder fornecer recursos para avaliação de riscos e cenários relevantes que possam antecipar uma crise hídrica, bem como sua evolução (PULWART e SIVAKUMAR, 2014).

A Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres (UNISDR, 2006) considera que sistemas de alerta precoce devem integrar quatro elementos básicos: conhecimento dos riscos, acompanhamento técnico e serviço de alerta, emissão de alertas para grupos em risco, sensibilização do público e preparação para ações de mitigação.

Wilhete e Svodoba (2000) discutem o estado do planejamento da seca nos Estados Unidos e enfatizam o papel fundamental desempenhado pelo SAPS na elaboração de planos de seca, pois fornecem a base sobre a qual as decisões oportunas podem ser feitas por tomadores de decisão. O estudo comenta que, o monitoramento e a previsão de componentes do sistema hidrológico são os únicos mecanismos que se tem para detectar o início precoce da seca e seus potenciais impactos, sendo esta informação relevante para o arranque e suspensão dos programas de mitigação e respostas emergenciais que fazem para o plano de preparação para a seca.

Nesse âmbito, Buchanan-Smith (2000) comenta que um SAPS deve fazer sua informação acessível e fácil de interpretar, de maneira a entregar uma mensagem clara e consistente para os tomadores de decisão. Ainda comenta, que a informação de aviso prévio provavelmente só será utilizada se essa for confiável, sendo mais provável que seja confiável se os tomadores de decisão têm uma participação no sistema, pois embora ainda haja espaço para melhoria da metodologia de alerta precoce, o maior desafio para muitos é garantir que a informação de sistemas como esse seja levada a sério pelos tomadores de decisões, de maneira que eles possam agir em tempo oportuno.

Além disso, Buchanan-Smith (2000) toma nota de que medidas de contingência da seca devem ser integradas em planos de desenvolvimento e de emergência de maneira que uma resposta apropriada com a identificação da responsabilidade institucional e da tomada de decisão esteja indicada quando a seca ocorre.

Pulwart e Sivakumar (2014) analisam até que ponto a informação de monitoramento, previsão, avaliação de riscos e a geração de cenários, dos quais a alerta precoce é uma componente de saída, é incorporada nas respostas e práticas de adaptação. Em uma breve pesquisa sobre SAPS nacionais e internacionais, o artigo mostra que um alerta eficaz depende de uma colaboração multi-sectorial e interdisciplinar entre todos os agentes ou órgãos envolvidos no processo de monitoramento, alerta, avaliação e resposta. Ainda segundo os autores do estudo, em uma abordagem proativa, sistemas de alerta precoce são fundamentais para a avaliação integrada dos riscos, sistema de suporte a decisão e comunicação dos sistemas de informação de seca.

Nessa temática, a seguir serão apresentados alguns estudos sobre sistemas de alerta precoce em diferentes escalas espaciais e temporais à níveis internacional, nacional, regional e local no intuito de promover práticas e conhecimentos que gerem um melhor entendimento, aceitabilidade e confiança em relação aos mesmos.

Pozzi *et al*. (2013), em escala mundial, destaca um sistema de informação precoce de seca global em desenvolvimento, que visa melhorar o monitoramento e a capacidade de previsão continental em várias escalas, aumentando a capacidade das instituições nacionais e regionais que não possuem sistemas de alerta precoce ou complementando os já existentes, além de propiciar uma melhor coordenação da entrega de informação para atividades relacionadas com a seca.

Kirang Li (2000) discuti sobre o progresso do SAPS e do sistema de avaliação do impacto climático na China. Usando técnicas de sensoriamento remoto e estações de observação, foi possível um grande progresso na monitoração dinâmica da umidade do solo e da seca na China. O sistema de monitoração da seca-cheia e o sistema operacional para avaliação do impacto do clima e da previsão de clima de curto prazo, desenvolvidos pela *China National Climate Center* (CNCC), atualmente fornecem cerca de 14 produtos que informam sobrea ocorrência e a evolução das secas em tempo real, além de emitir alertas precoces, e publica informativos para tomada de decisão e bem-estar público.

Akeh *et al*. (2000) avaliam o desempenho das previsões de um sistema de alerta precoce desenvolvido pela equipe do Departamento Nigeriano de Serviços Meteorológicos (NDMS) e a sua eficácia para a preparação e gestão das secas na Nigéria. Os resultados identificaram que na região norte há uma maior incidência que eventos de seca do que na região sul, em relação ao desempenho dos modelos de previsão nota-se que o skill é baixo, porém ainda satisfatórios para fins de planejamento conforme evidenciado pelos utilizadores do sistema, tais como as

organizações governamentais, indústria agrícola, mídia e público em geral.

Liu *et al*. (2004) propõem um SAPS baseado em dados de previsão do clima no intuito de fornecer informações para a gestão de recursos hídricos em Taipei, localizada em Taiwan. O sistema é consistido por um modelo dinâmico acoplado a um modelo de vazões e de demanda, que simula o sistema de abastecimento de água por um período de três a seis meses. Os resultados mostraram que o sistema de alerta é capaz de fornecer subsídio para os tomadores de decisões determinar com antecedência estratégias de gestão de recursos hídricos, apesar de o sistema proposto ainda necessitar de melhorias na técnica de redução de escala e na transformação de dados.

Hallegate (2012) estima os potenciais custos e benefícios de se produzir informação hidroclimática e sistemas de alerta precoce em países em desenvolvimento. Segundo o estudo, um sistema de alerta poderia evitar entre 46 milhões e 2,7 bilhões de euros de perdas por desastres por ano e produzir um custo-benefício total que poderia alcançar entre U$ 3 bilhões e U$ 36 bilhões de dólares por ano, além de salvar muitas vidas.

Vieira *et al*. (2013) discutem as bases conceituais e metodológicas para um sistema de detecção precoce de seca e desertificação no NEB. Esse sistema integra dados de sensoriamento remoto e previsões meteorológicas que permitem avaliar as áreas mais suscetíveis, melhorando a compreensão dos efeitos combinados de seca e desertificação.

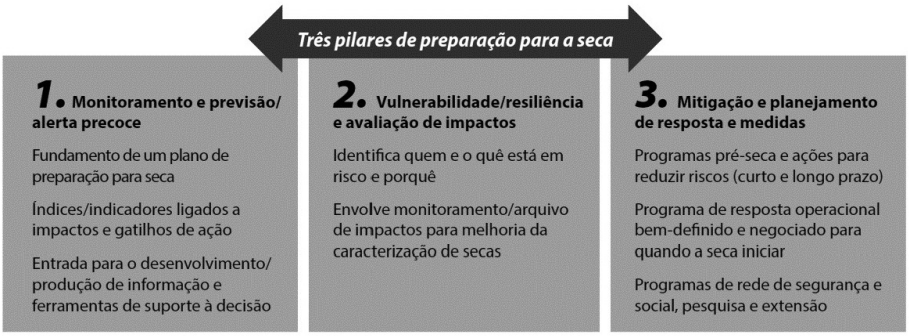
Vieira *et al*. (2015) usam a metodologia do projeto da União Européia MEDALUS (*Mediterranean Desertification and Land Use*) para identificar áreas que são sensíveis à desertificação no NEB. O estudo utilizou dados consolidados do projeto denominado Sistema de Alerta Precoce Contra a Seca e Desertificação desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) em parceria com o MMA. A implementação da metodologia fornece informações básicas para o diagnóstico e prognóstico da desertificação, conjecturando uma base técnica para tomadas de decisão que envolvem ações de mitigação e adaptação.

Medeiros (2015) no intuito de contribuir com um instrumento de monitoramento e alerta dos municípios mais vulneráveis as adversidades da seca no estado do Ceará, através do Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE) disponibiliza para a sociedade o Índice Municipal de Alerta (IMA), que visa mensurar as vulnerabilidades climáticas, agrícolas e de assistência social, de maneira que, tais indicadores analisados conjuntamente possam permitir a adoção de ações voltadas para a mitigação dos problemas decorrentes variabilidade climática e da instabilidade econômica e social dos municípios. Sob perspectiva de sistema de alerta, têm-se que em 2015 constatou-se que 27 municípios se encontravam na classe de alta vulnerabilidade do IMA, indicando que estes constituiram o grupo de prioridade no que tange a implementação de ações de mitigação pelo governo do Estado.

2. SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE SECA

O sistema de gerenciamento de seca proposto nesse estudo é baseado nos três pilares de preparação as secas, que contempla o monitoramento e a previsão sazonal de afluências do sistema hídrico em foco, a análise de vulnerabilidades e o desenvolvimento de ações categorizadas de mitigação para cada estado de seca (QUADRO 1).

Quadro 1 – Pilares de preparação para a seca.



Fonte: De Nys e Engle (2014).

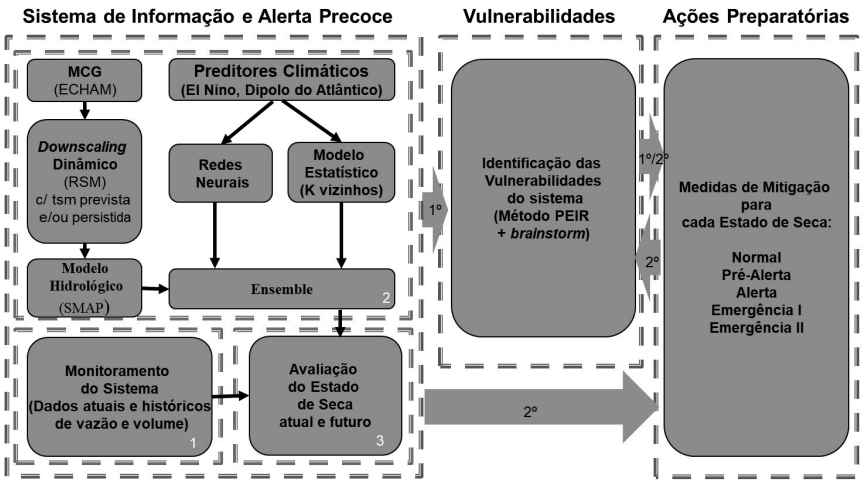
Para o monitoramento e a alerta precoce, principal foco desse estudo, foi criado um Sistema de Informação e Alerta Precoce de Seca (SIAPS) capaz de fornecer suporte para a identificação de impactos e vulnerabilidade das secas, bem como possibilitar o disparo de ações de mitigação de curto e longo prazo para esse evento. A arquitetura do SIAPS com seus três blocos componentes e dos demais elementos do sistema de gerenciamento de seca aqui utilizado podem ser observados em forma de fluxograma na Figura 1.

O monitoramento, componente primordial e primário do SIAPS, é feito pela análise de séries temporais históricas e de dados atuais de precipitação, vazão e volume dos sistemas hídricos em estudo, esses dados servem para identificar o estado de seca atual e passado, no intuito de se ter noção de tendência de agravamento da seca ou de alívio da mesma, permitindo o disparo de ações proativas de mitigação para cada estado de seca, que poderão ser deflagradas mediante limiares dos índices de seca baseado nas variáveis citadas.

O segundo bloco do SIAPS se refere a previsão de afluências e/ou volumes, que foram realizados por métodos dinâmicos, estatísticos e técnicas de *machine learning*, e utilizando–se de limiares para monitorar e prognosticar o estado de seca de cada sistema hídrico e o cálculo da probabilidade de transição do mesmo, permitindo uma avaliação integrada do estado de seca atual e futuro, especificado pelo terceiro bloco do SIAPS, a fim de antecipar as ações implementadas, ou seja, saber o momento de planejar o próximo estado de seca.

Em seguida, faz-se uma análise das vulnerabilidades do sistema hídrico, a fim de identificar as áreas, que mais são afetadas pela escassez hídrica, a gravidade da seca e as ações que devem ser tomadas conforme uma matriz de aversão ao risco. Os resultados extraídos do SIAPS aqui proposto, são fundamentais para o planejamento estratégico, tático e emergencial de ações de mitigação e respostas às secas em uma abordagem proativa.

Figura 1 - Fluxograma do sistema de gerenciamento de seca.



Fonte: Elaboração própria

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKEH, L.E.; NNOLI, N.; GBUYIRO, S.; IKEHUA, F.; OGUNBO, S. Meteorological Early Warning Systems (EWS) for Drought Preparedness and Drought Management in Nigeria. In: Donald A. Wilhite, M.V.K. Sivakumar and Deborah A. Wood (Eds.). **Early Warning Systems for Drought Preparedness and Drought Management**. Proceedings of an Expert Group Meeting held in Lisbon, Portugal, 5-7 September 2000. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, 2000.

BUCHANAN-SMITH, M. Role of Early Warning Systems in Decision Making Processes. In: Donald A. Wilhite, M.V.K. Sivakumar and Deborah A. Wood (Eds.). **Early Warning Systems for Drought Preparedness and Drought Management**. Proceedings of an Expert Group Meeting held in Lisbon, Portugal, 5-7 September 2000. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, 2000.

DE NYS, E.; ENGLE, N. L. Convivência com o Semiárido e Gestão proativa da seca no Nordeste do Brasil: Uma nova Perspectiva. **Agua Brasil series**. Washington, DC : World Bank Group, 2014. Disponivel em: http://documents.

worldbank.org/curated/en/2014/05/20193748/living-semi-arid-proactive-drought-management-northeast-brazil-new-perspective Acesso em: 11.07.2016.

HALLEGATE, S. A cost effective solution to reduce disaster losses in developing countries: Hydro-meteorological Services, Early Warning and Evaluation. **Policy Research Working Paper 6058**. World Bank, Washington DC, USA, 2012.

KIRANG LI. Drought Early Warning and Impact Assessment in China. In: Donald A. Wilhite, M.V.K. Sivakumar and Deborah A. Wood (Eds.). **Early Warning Systems for Drought Preparedness and Drought Management**. Proceedings of an Expert Group Meeting held in Lisbon, Portugal, 5-7 September 2000. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, 2000.

LIU, T.; TUNG, C.; CHEN, C.; CHEN, S. Establishing a Drought Warning System Based on Long-Lead Climate Forecasting. **Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management**, pp. 1-9, 2004. DOI: 10.1061/40737(2004)215.

MEDEIROS, C. N. Índice Municipal de Alerta (IMA): Um instrumento para orientações preventivas sobre as adversidades climáticas. **Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE)**, Fortaleza, Ceará, 2015.

POZZI, W.; SHEFFIELD, J.; STEFANSKI, R.; CRIPE, D.; PULWARTY, R.; VOGT, J. V.; HEIM, R. R. J.; BREWER, M. J.; SVOBODA, M.; WESTERHOFF, R.; VAN DIJK, A. I. J. M.; LLOYD-HUGHES, B.; PAPPENBERGER, F.; WERNER, M.; DUTRA, E.; WETTERHALL, F.; WAGNER, W.; SCHUBERT, S.; MO, K.; NICHOLSON, M.; BETTIO, L.; NUNEZ, L.; VAN BEEK, R.; BIERKENS, M.; GONÇALVES DE GONÇALVES, L. G.; GERD ZELL DE MATTOS, J.; LAWFORD, R. Toward Global Drought Early Warning Capability: Expanding International Cooperation for the Development of a Framework for Monitoring and Forecasting" (2013). **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 94, Issue 6, pp. 776-785, 2013

PULWARTY, R. S.; SIVAKUMAR, M. V. K. Information systems in a changing climate: Early warnings and drought risk management. **Weather and Climate Extremes**, v.3, pp. 14-21, 2014. DOI: 10.1016/j.wace.2014.03.005

UNISDR. United Nations International Strategy for Disaster Reduction. **Global Survey of Early Warning Systems**, Geneva, Switzerland, 46 pp, 2006.

VIEIRA, R. M. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G.; RODRIGUEZ, D. A.; BARBOSA, A. A.; CUNHA, A. P. M. A.; VALLES, G. F.; CREPANI, E.; OLIVEIRA, S. B. P.; SOUZA, M. S. B.; CALIL, P. M.; CARVALHO, M. A.; VALERIANO, D. M.; CAMPELLO, F. C. B.; SANTANA, M. O. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian Northeast. **Solid Earth**,v. 6, pp. 347-360, 2015. DOI:10.5194/se-6-347-2015.

VIEIRA, R. M. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G.; SANTANA, M. O.; CAMPELLO, F. C. B. Early Warning System for Drought and Desertification. In: **2nd Scientific Conference UNCCD**, 2013, Bonn. 2nd Scientific Conference UNCCD, 2013.

WILHITE, D. A.; SVOBODA, M. D. Drought Early Warning Systems in the Context of Drought Preparedness and Mitigation. In: Donald A. Wilhite, M.V.K. Sivakumar and Deborah A. Wood (Eds.). **Early Warning Systems for Drought Preparedness and Drought Management**. Proceedings of an Expert Group Meeting held in Lisbon, Portugal, 5-7 September 2000. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, 2000.

ESTRATÉGIAS DE RESPOSTA E IMPACTOS À SECA: ESTUDO DE CASO NA SEDE MUNICIPAL DE QUIXERAMOBIM CEARÁ DE 2012 A 2016.

Eduardo Felício Barbosa
Francisco de Assis de Souza Filho
Gabriela de Azevedo Reis

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural finito e essencial à vida, ela também é um fator de produção no desenvolvimento econômico da sociedade. Contudo a disponibilidade e qualidade desse recurso vem se reduzindo em decorrência de ações antrópicas como a crescente poluição e aumento da demanda ou causas naturais com o aumento crescente de eventos extremos. A demanda mundial por água, por exemplo, tem aumentado a uma taxa de aproximadamente 1% ao ano devido ao crescimento populacional, ao desenvolvimento econômico e às mudanças nos padrões de consumo (UNESCO,2018).

A perspectiva de aumento da intensidade de secas e inundações no mundo preocupa em demasia a sociedade pois a previsibilidade de uma gestão hídrica eficiente torna-se mais complexa e de constates atualizações. Esse aumento nos eventos climáticos extremos é uma realidade cabendo aos gestores dos recursos hídricos desenvolver estratégias de resposta que minimizem os impactos associados.

A seca de 2012 a 2016 representa a menor média pluviométrica das últimas décadas trazendo grandes impactos para vários municípios das regiões semiáridas nos estados do Nordeste (Marengo et al. 2015). Nesses cinco anos de seca o volume de chuvas não foi suficiente para um aporte significativo de água nos corpos hídricos e as políticas anteriores de gestão de seca baseadas na expansão da infraestrutura hídrica mostraram sujeitas a falhas de abastecimento, necessitando-se assim de uma adoção dos municípios de estratégias emergências de resposta a seca.

O município cearense de Quixeramobim localizado no sertão central e pertencente à bacia hidrográfica do Banabuiú apresentou algumas dessas estratégias de resposta à seca para abastecer a população do município e suas atividades econômicas na sede municipal como: Escavação de Poços Artesianos, Adutora de Montagem Rápida (AMR), Ponteiras de rebaixamento do Lençol Freático e abastecimento por Carros Pipas. Essas estratégias de resposta contribuíram em muito para o abastecimento da população. Contudo vários impactos associados a seca poderiam ter sido minimizados através de uma gestão proativa ao invés de uma gestão emergencial e de caráter assistencialista.

Diante do contexto apresentado, o estudo desenvolvido neste trabalho propõe nos objetivos diagnosticar, analisar e expor quais foram as respostas adotadas pelo município em estudo avaliando as medidas e quais foram os impactos e as dificuldades de gestão que a seca trouxe aos recursos hídricos da cidade, tendo como justificativa tornar a gestão futura de secas mais eficiente conhecendo as experiências passadas.

2. SECA E OS IMPACTOS NOS RECURSOS HIDRICOS

Segundo Magalhães (2016) a seca é uma evento sustentado e de extensão regional em que a disponibilidade de água fica abaixo da média devido à variabilidade climática, resultante da irregularidade de períodos de chuva e/ou taxas de evaporação altas. Além da irregularidade de precipitações existe uma sequência de definições de seca que abrange também diversos outros setores como agrícola ou deficiência hídrica dos reservatórios. Campos (1994) afirma que existe três tipos de seca: a seca climatológica, edáfica e hidrológica definida da seguinte forma: A seca é climatológica quando se refere a deficiência na precipitação, é edáfica quando diz respeito a de umidade no solo e é hidrológica quando se refere a deficiência na oferta para a recarga de reservatórios e mananciais.

A seca referente de 2012 a 2016 por exemplo retrata bem essas definições de Campos, em 2012 houve seca climatológica extrema de baixas precipitações, contudo os reservatórios estavam todos a nível máximo devido as cheias de 2011 e assim não houve seca hidrológica. É válido ressaltar que embora havendo precipitações mínimas em 2012 não houve um alerta para a sociedade sobre o risco de seca evidenciando a expressão de "ciclo hidro-ilógico" (WILHITE et al, 2005) onde o problema da seca só entra em destaque em situações de proximidade de um colapso dos recursos hídricos.

A seca como destaca Souza Filho (2012) está ligada ao problema geral dos recursos hídricos (água tanta, tão pouca, tão suja e tão cara), principalmente para as comunidades rurais difusas. As crises econômicas e sociais que a seca ocasiona na região Nordeste não é um fenômeno recente, ela influencia historicamente a vida do povo nordestino e se demonstra sobre diversas perspectivas sendo papel da sociedade buscar novas formas de resistência sempre analisando a redução dos impactos existente na região às secas periódicas.

Esses impactos descritos podem estar associados nos seguintes pontos: Impactos sociais; Impactos econômicos e Impactos ambientais. Cada impacto está intimamente relacionado a deficiência de disponibilidade de água e as várias consequências para a sociedade que isso resulta, sendo gradativo a medida que os recursos ficam mais escassos (CUNHA, 2008; CARVALHO,2012).

Os impactos econômicos podem estar relacionados a perda de produção agrícola, industrial, aumento de custos na tarifa para a população e percas financeiras paras as companhias de água e esgoto. Dentre os impactos ambientais estão

a redução de biodiversidade, redução de água no subsolo bem como níveis mais baixos nos lagos e em reservatórios. Relacionado aos impactos sociais pode-se citar os problemas relacionados a saúde pública geralmente resultante de água potável de qualidade inferior com o aumento na concentração de cianobactérias e elevada eutrofização quando os níveis de um reservatório estão muito baixos, contaminação na rede como resultado de pressões mais baixas e entre outros fatores.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Quixeramobim está situado na porção central do Estado do Ceará, 191,7m acima do nível do mar e distante 183 km em linha reta a capital Fortaleza. Limita-se, ao norte, com os municípios de Quixadá, Choro, Madalena, ao sul, com os municípios de Senador Pompeu e Milhã ao leste, com os municípios de Milhã, Solonópole, Banabuiú e Quixadá e ao oeste, com os municípios de Madalena, Boa Viagem, Pedra Branca e Senador Pompeu. A densidade demográfica do município é de 21,59 habitantes por km², tendo um total de 71.887 habitantes, dentre esses cerca de 43.424 residentes em área urbana e 28.463 em área rural. Possui uma área de 3.275,6Km² e suas Coordenadas Geográficas são: Latitude sul - 5º 11' 57" e Longitude oeste - 39º 17' 34" (IPECE 2017).

Assim como os demais municípios pertencentes ao semiárido nordestino, Quixeramobim apresenta marcantes características da região como: Cobertura vegetal rasteira: a caatinga; terreno com embasamento cristalino predominante; solos agrícolas geralmente rasos; evapotranspiração potencial acima de 2000 mm; rios intermitentes em sua grande totalidade; eventos hidrológicos extremos frequentes: secas e cheias e escoamento especifico reduzido (Vieira 1999).

O município de Quixeramobim tem como principal fonte de suprimento hídrico o Sistema Fogareiro - Quixeramobim, formado pelos açudes Fogareiro com e o açude Quixeramobim. A principal característica operacional do sistema é a transferência hídrica do açude Fogareiro para o açude Quixeramobim distante 14,8 km pelo leito do rio Quixeramobim. Essa transferência hídrica do açude Fogareiro para o açude Quixeramobim é justificada por motivos de a captação realizada para o abastecimento da sede do município localizar-se no açude Quixeramobim a partir da tomada d'água situada próximo a ombreira esquerda do referido reservatório.

4. METODOLOGIA

Durante a seca de 2012 a 2016 todas as estratégias de resposta foram de caráter emergencial tendo em vista que não esperava-se um colapso de falta de água do hidrossistema Fogareiro – Açude Quixeramobim. Assim todas as experiências vividas e medidas adotadas não encontram-se registradas oficialmente em livros e documentos.

A metodologia utilizada para colher as experiências tem como ponto de partida o testemunho oral, principalmente dos gestores e tomadores de decisão que estavam diretamente ligados as respostas que foram adotadas. A base para revelar as memorias individuais de cada responsável envolvido consistiu de entrevistas, realizadas com um roteiro semiestruturado de perguntas com o objetivo de que os agentes envolvidos narrem suas experiências e assim consiga-se sistematizar os relatos em forma escrita. Além das entrevistas foram coletadas registros fotográficos e dados que ilustram e ajudam a compreender as decisões adotadas.

Os questionários das entrevistas estão no anexo A, e foram divididos em 4 grupos de questionários, as respostas de cada pergunta estão descritas nos resultados do presente estudo, estruturada de acordo com os objetivos das indagações realizadas. Para a resposta dos questionários o diálogo entre o entrevistador e entrevistado eram devidamente registrados por um aparelho de gravador de voz com o objetivo de comprovar a veracidade das respostas dos entrevistados, aqueles que não sentiram-se à vontade para serem gravados as respostas foram transcritas em papel e devidamente assinadas.

Para estruturar as perguntas dividiu-se os objetivo da coleta de dados em dois eixos as ações um está relacionadas a oferta, com o objetivo de coletar as respostas efetivamente adotadas pelo poder público do município que consiste de ponteiras de rebaixamento no reservatório Quixeramobim, poços no cristalino, poços no aluvião, operação carro pipa e adutora de montagem rápida. O outro eixo de ação está relacionado a demanda, com o objetivo de coletar informações relacionadas aos impactos da seca que atingiram os usuários, esse grupo consiste em campanhas de informação, racionamento, qualidade de água e custo de água.

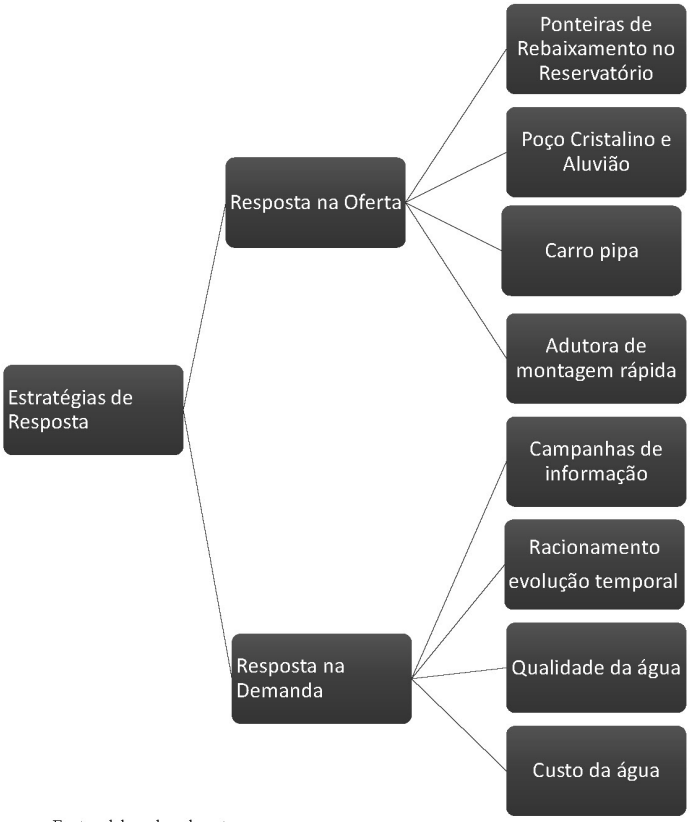
Abaixo encontra-se um infográfico resumo de como foi estruturado os objetivos de coleta de dados na metodologia como também a forma que estará estruturada as respostas nos resultados.

O questionário 1 foi aplicado ao Coordenador Municipal de Proteção e Defesa Civil no dia 16 de Julho de 2018 com o objetivo de coletar informações das ações realizadas pela Defesa Civil que estavam responsável juntamente com o exército pelo abastecimento por carros pipas tanto urbano como rural no município durante a seca.

O questionário 2 foi aplicado uma parte ao diretor geral da companhia de serviço autônomo de água e esgoto do município (SAAE) que respondeu às perguntas e outra parte ao gerente de controle de qualidade de água também funcionário da referida companhia. O questionário 2 é bem amplo e tinha o objetivo de coletar informações sobre as ações realizadas pelo SAAE para o sistema de abastecimento da cidade durante a seca. Este questionário foi aplicado tanto com o propósito de entender as respostas na oferta de água disponibilizada pela companhia quanto as respostas que afetaram a percepção dos usuários na demanda de água. As respostas das perguntas 2,7,11 e parte da 12 foram registradas no dia 23

de julho de 2018 pelo gerente de controle de qualidade e as demais indagações foram registradas no dia 01 de agosto de 2018 pelo diretor geral do SAAE que estava à frente da companhia no período de 2012 a 2016.

Figura 1 - Estratégias de Resposta.



Fonte: elaborada pelo autor.

O questionário 3 e 4 foram respondidos pelo diretor geral do SAAE que estava à frente da companhia durante o período da seca no dia 01 de agosto de 2018. O questionário 3 tinha como objetivo coletar informações sobre a rede de poços que foram escavados tanto no cristalino dentro da cidade como aqueles que foram escavados no aluvião dentro do leito da barragem para abastecer o município. O questionário 4 tinha o objetivo de o objetivo de coletar informações sobre o sistema de ponteiras com rebaixamento do lençol freático realizado no açude Quixeramobim.

Não foi aplicado questionário para coletar informações sobre a AMR pois embora tenha também sido uma ação emergencial existe dados registrados na COGERH detalhando o plano de trabalho para a execução da adutora e todas as explicações referentes estão descritas na qual foram abordadas também no pre-

sente trabalho.

Além das entrevistas realizadas no SAAE e defesa civil foram coletadas informações do município no SAAE que servem de base para o SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento) sobre o diagnóstico dos serviços de água e esgoto referente as tabelas completas de informações e indicadores dos prestadores de serviços de saneamento de abrangência Local – Direito Público (LPu). Os prestadores locais LPu atendem a um município e possuem como natureza jurídica administração pública direta ou autarquia, os dados foram referentes aos anos de 2012 a 2016 que compreende o período de estudo do presente trabalho.

5. RESULTADOS

5.1. RESPOSTA NA OFERTA

- ***5.1.1. Ponteiras de Rebaixamento no Reservatório***

Para ajudar no abastecimento municipal dentro do reservatório de Quixeramobim foi executada ponteiras de rebaixamento do lençol freático, o método consiste na instalação de tubos coletores de pequeno diâmetro perfurados até uma altura de aproximadamente seis metros que captam a água por meio de um sistema composto de bomba de vácuo, cilindro receptor e bomba de sucção. Em seguida, armazena-se essa água para tratamento a fim de servir a rede de abastecimento.

O sistema de ponteiras foi concebido com o objetivo de retirar água por sucção do subsolo, a implementação necessitou de uma ampla logística de acessos e instalação de 7 sistemas de ponteiras com diâmetro de 32mm. A vazão atendida do sistema de ponteiras e poços no leito da barragem atendia uma demanda de 10 L/s. O rendimento das ponteiras durou em torno de um período de 2 meses até o esgotamento da água.

A água ao ser captada eram feitos testes de qualidade de água onde foi identificado um alto teor de ferro, utilizando para resolver esse problema os métodos de cloração e aeração. O custo global da instalação do sistema foi de 110 mil reais abrangendo todos os custos de transporte e concepção dos equipamentos.

- ***5.1.2. Poços Cristalino e Aluvião***

Os poços no cristalino foram escavados de uma conjuntura entre o SAAE e SOHIDRA, foram instalados 50 poços profundos que atendia em média uma demanda de 15% do total requerido pelo município. Todos os poços eram escavados a uma profundidade de 60 a 80 metros de profundidade com diâmetro de 150mm e o sistema de bombeamento variava de acordo com a vazão encontrada,

o método de perfuração era o método rotativo. O custo para implementar os poços na rede de abastecimento foram da ordem de 350 mil reais, realizada escavações de no mínimo dois poços em cada bairro. Em relação as poços feitos no aluvião foram escavados dois cacimbões o primeiro com 1,5m de diametro com 4,5m de profundidade e o segundo com diametro de 3,0m e 9,0m de profundidade, esses dois cacimbões eram conectados ao sistema de ponteiras no leito do açude Quixeramobim.

Os principais problemas encontrados eram referentes a instalação de energia no poço que geralmente era distante do local de instalação, e em determinados poços a vazão não era suficiente para o custo benefício. Para resolver esses problemas, principalmente o de vazão, dos 50 instalados, 14 poços foram pressurizados para melhorar a oferta e alcançar pontos mais distantes da rede.

Em relação a qualidade da água eram feitos testes físico-químico para analisar os teores de cloretos e os testes bacteriológicos para analisar os coliformes fecais e totais, caso o resultado desse positivo para o teste bacteriológico o poço era descartado, em caos negativo a água captada do cristalino era injetada diretamente na rede de abastecimento.

- ***5.1.3. Operação Carro Pipa***

A Operação Carro Pipa, regida pela Portaria Interministerial N° 1, de 25 de julho de 2012, dispõe sobre a mútua cooperação técnica e financeira entre os Ministérios da Integração Nacional e da Defesa Civil para a realização de ações complementares de apoio às atividades de distribuição de água potável às populações atingidas por estiagem e seca na região do semiárido nordestino, denominada Operação Carro-Pipa.

Nesse sentido, faz parte do estratégias de abastecimento do município de Quixeramobim a Operação Carro Pipa, a qual tem como premissa as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde - OMS e do Fundo das Nações Unidas para a Infância – Unicef, que determina a quantidade mínima de 20 litros de água por dia por pessoa, a fim de garantir a preservação do bem-estar físico e dignidade, referente à higiene pessoal, da população.

A Defesa Civil possuía uma demanda atendida de 645 pontos de atendimento por carros pipas, distribuídos nos 12 distritos do município, abastecimentos por meio de 168 carros pipas e um total de 42253 habitantes beneficiados. Além disso, devido aos elevados custos de transporte, foi feita a perfuração de 33 poços na Zona Rural pela 10ª Região Militar (Exército), onde o principal critério de escolha dos locais dos poços foi em função das localidades que oneram custos mais elevados para a Operação Pipa.

A operação carro pipa em Quixeramobim foi realizada através de uma parceria entre o 23º batalhão de caçadores e a defesa civil municipal foi em sua totalidade rural, a operação carro pipa urbano durou somente sete meses na sede

municipal pois em substituição a esta logística de distribuição foi instalada uma AMR, contudo na zona rural a logística foi continua. Cada comunidade recebia uma quantidade de m³ mensal distribuídas em uma estratégia semanal de abastecimento que era produto da quantidade de usuários na localidade pelo volume de 20 litros de água por dia e pela quantidade de dias no mês.

A logística de operação acontecia da seguinte forma: Os motoristas dos carros buscavam água tratada no Manancial do Canal da Integração localizado no município de Morada Nova distante 133km até a sede municipal de Quixeramobim e dirigiam-se as comunidades que iriam ser abastecidas. Na fonte de abastecimento existia o controle de saída dos carros pelo exército e nas comunidades de destino existia um apontador que era um usuário da comunidade que prestava serviço comunitário e recebia a água, em ambos os pontos de chegada e saída e o motorista confirmava o recebimento e a entrega através de confirmação com cartão eletrônica, além disso os carros eram monitorados por GPS, esse controle era feito para evitar fraudes conhecidas como by-pass.

O tratamento da água era feita antes de o carro pipa sair para abastecer a comunidade através do processo de cloração para realizar a desinfecção, além disso para a escolha prévia do manancial foram feitos testes de qualidade de água com menores índices de poluentes principalmente em relação a índices de coliformes fecais, coliformes totais, salinidade e bacteriológico.

O custo anual desta operação no município foi em média 20 milhões de reais, esse curso leva em conta a distância do percurso, e outros fatores como a pavimentação ou não da maior parte do trecho e se o percurso é em sua maior parte íngreme ou não, além de custos com tratamento de água, outorgas e pagamentos em geral.

- ***5.1.4. Adutora de Montagem Rápido (AMR)***

Diante da problemática de esvaziamento dos mananciais que abastece o município, além da perfuração de poços, o Governo do Estado do Ceará juntamente com a Prefeitura Municipal de Quixeramobim inaugurou em 18 de fevereiro de 2016 uma adutora de engate rápido no açude Pedras Brancas com extensão de 60,2km por meio da qual Quixeramobim e demais localidades situadas ao longo do percurso da adutora foram abastecida. Na tabela 1 encontra-se as características dos trechos da AMR, bem como na figura 2 uma descrição do percurso até a sede municipal de Quixeramobim.

Tabela 1 - Características da adutora.

Trecho	Descrição	Extensão (m)	DN (mm)	Q (L/s)	Obs
Trecho 1	EB1 Captação Pedras Brancas - EB2 Juatama	24376,3	400	126,44	Trecho iniciando com DE419mm x esp=4,75mm - ext=500,88m e o restante, 23.875,42m DE419mm x esp=3,0mm
Trecho 2	EB2 Juatama - ETA Quixeramobim	35845,39	400	126,44	Trecho iniciando com DE419mm x esp=4,75mm - ext=2.353,66m e o restante, 33.491,73m DE419mm x esp=3,0mm

Fonte: COGERH 2014

Figura 2 - Trecho Adutora.

Fonte: COGERH 2014.

A população beneficiada é de 60.693 habitantes como descrito na tabela 4 e a vazão média continua de demanda é de 105,37 L/s, considerando um consumo per capita de c = 150 L hab/dia.

$$Q_{med} = \frac{PxC}{86.400}$$

Onde:

Qméd: Vazão média em L/s;

P = População atendida (habitantes);

C = Consumo per capita (L/hab/dia).

Tabela 2 - Demanda de Água para AMR de Quixeramobim-Pedras Brancas.

Localidade	População Atendida	Demanda Qmed (L/s)
Quixeramobim (Sede)	56963	98,89
Uruquê (Sede Distrito)	1670	2,90
Parelhas	300	0,52
Pedreiras	320	0,56
Casinhas	120	0,21
Alegre	240	0,42
Santo Amaro	320	0,56
Camará	240	0,42
Francisco Holanda / Ibiapaba	120	0,21
Sítios Novos / Ouro Preto	80	0,14
Rampa	120	0,21
Jurema Nova	200	0,35
Total	**60693**	**105,37**

Fonte: Cogerh 2014.

Contudo a vazão de projeto foi calculada considerando um suprimento de água aduzido durante 20 horas por dia para eliminar o bombeamento do sistema adutor durante o horário de pico de energia. Assim, a vazão de bombeamento da AMR de Quixeramobim - Pedras Brancas é calculada pela seguinte equação:

$$Q_{bomb} = \frac{K\ xPxC}{Tx3600}$$

Onde:

P = População atendida (habitantes);

K1 = Coeficiente para o dia de maior consumo = 1,0

c = Consumo per capita (L/hab/dia).

T = Tempo de bombeamento = 20 horas.

A vazão foi calculado sem majoração para o dia de maior consumo (K1=1,00) em virtude das condições atuais da seca e depleção do nível dos reservatórios imporem restrições que obrigam ao relaxamento das Normas Técnicas de abastecimento pela condição de excepcionalidade do momento. Assim, a vazão de bombeamento é 126,44 L/s ou 455,18 m³/h para 20 horas de bombeamento diário (COGERH, 2014).

5.2. RESPOSTA NA DEMANDA / IMPACTOS ASSOCIADOS

• *5.2.1 Rodizio e Campanhas de Informação*

Antes do esgotamento de água no município não havia campanhas de conscientização de consumo para a população e o pensamento de que a água iria faltar não estava em pauta no município, isso é percebido pelo auto consumo que existia na cidade, como revela os dados abaixo obtidos pelo SAAE indicados pelo SNIS como dados enviados pela companhia ao sistema de nacional de informações sobre saneamento. Para o cálculo foi analisado o indicador IN022 (Consumo médio per Capita de água) que considera:

$$\mathrm{IN022} = \frac{\mathrm{AG010}}{\mathrm{AG001}} * \left(\frac{1000000}{365}\right)$$

Onde:

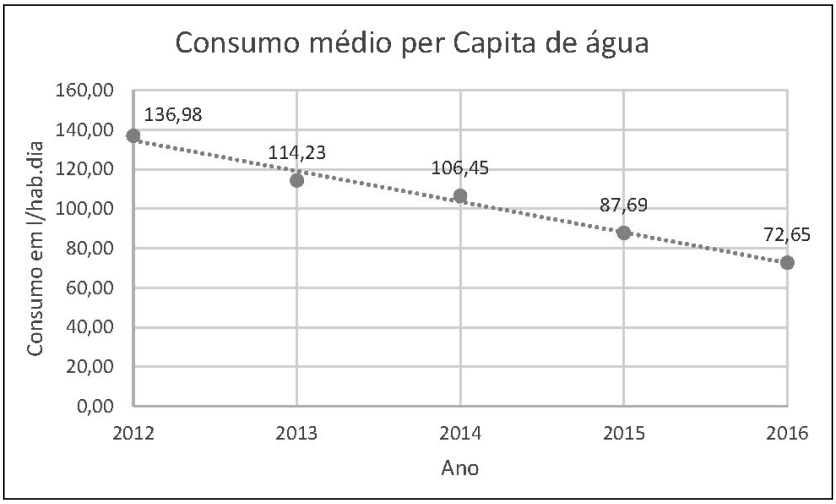
AG001: População total atendida com abastecimento de água – (Habitantes)

AG010: Volume de água consumido – (1.000 m³/ano)

Em 2015 houve o esvaziamento dos reservatórios e o alerta de seca extrema estava instalado no município, assim o racionamento e as campanhas de conscientização tornaram-se prioridades. Implantar o rodizio no município não foi uma tarefa fácil, primeiro porque a logística de como efetiva-lo não estava enraizada e desenvolvida na mente dos gestores e segundo que a própria população não estava adaptada a praticar a economia de água, e implantar uma pratica quando ela é extremamente necessária torna-se mais complicada do que quando ela não é extrema. Assim, no referido ano de 2015, diversas campanhas de informação foram feitas como caminhadas de conscientização, palestras em escolas e nas fabricas locais bem como reunião com diversos segmentos, a eficácia poderia ter sido maior se as campanhas tivessem ocorrido em 2012, no primeiro ano de seca.

O abastecimento e operação da rede no período de racionamento eram feitos de acordo com as necessidades dos usuários, os bairros foram setorizados para distribuir a água de forma mais organizada e para otimizar a oferta. Algumas dificuldades para estabelecer o rodizio de forma eficiente era os problemas de pressão na rede, abastecimento esse que é constituído de tubos de diâmetros variados e com isso a demora para que em alguns pontos da rede demorassem mais para a pressão estabiliza-se nesses pontos e a população poder ter acesso a água. A garantia que a água teria chegado nos pontos mais altos e com maiores problemas de pressão eram feitos através da comunicação entre o SAAE e os usuários que residiam nesses pontos mais desfavoráveis, para assim poder fazer o desligamento de um setor e ligar outro setor.

Gráfico 1 - Consumo médio per capita de água.



Fonte: SAAE Quixeramobim

- ***5.2.2. Qualidade da água***

No período da seca além da falta de água, existiu muitas alterações na qualidade da água captada através do SAAE de Quixeramobim, sendo as principais: concentração de sais como Ferro, Manganês, Cloretos, além de problemas como cor, odor, turbidez e eutrofização. O gráfico 2 juntamente com o registro fotográficos da figura 13 e 14 do anexo A demonstra a preocupante alteração no parâmetro turbidez que ocorreu em 2015, ano de esgotamento do açude Quixeramobim, onde a água captada nesse açude tinha alta eutrofização e elevada concentração de matéria em suspensão. No ano de 2016 esse problema foi resolvido pois a água vinha do açude Pedras Brancas pela AMR e através do sistema de poços e assim foi reduzido a alta turbidez. Para o cálculo foi analisado o indicador IN076 (Incidência das análises de turbidez fora do padrão) que considera:

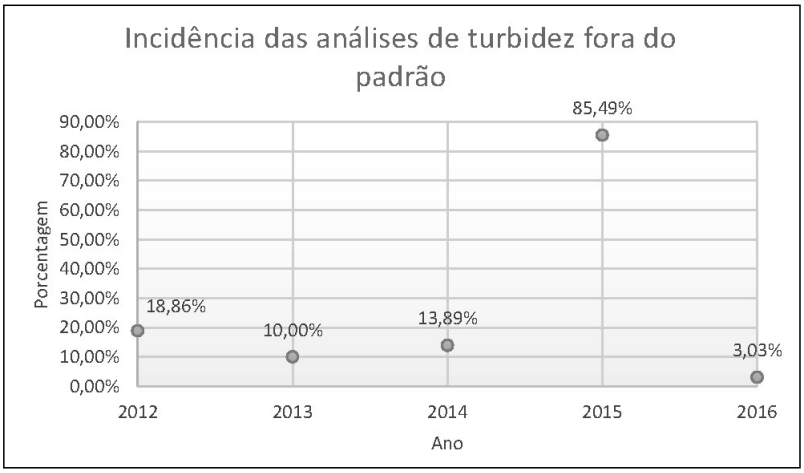
$$\text{IN076} = \frac{\text{QD009}}{\text{QD008}} * 100$$

Onde:

QD008: Quantidade de amostras para turbidez (analisadas)

QD009: Quantidade de amostras para turbidez fora do padrão

Gráfico 2 - Análise de turbidez fora do padrão.



Fonte: SAAE Quixeramobim

Essas alterações fizeram com que os operadores tivessem uma atenção especial referente ao tratamento, pois a todo momento era necessário realizar limpeza nos filtros, descargas nos decantadores como também corrigir as dosagens dos produtos químicos utilizados no tratamento. Durante o período foi necessário disponibilizar dois operadores de ETA por plantão para que fosse possível tratar água de forma adequada, pois havia a produção elevada de matéria orgânica (lodo) nos decantadores e filtros e assim necessitando de uma quantidade maior de água para limpa-los.

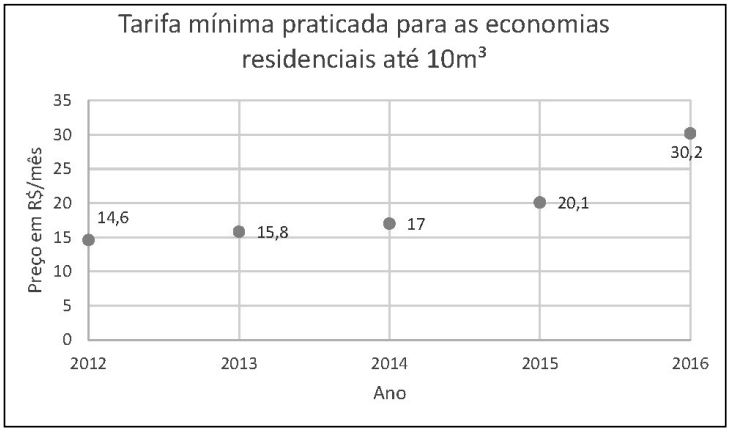
Em função da baixa qualidade da água do açude Quixeramobim, houve um aumento significativo referente ao consumo de energia e produtos químicos, onde os produtos químicos foram quadriplicados por conta da qualidade inferior da água captada. A principal demanda de matérias para o tratamento foi relacionada ao consumo de cloro gasoso, pois era utilizado na oxidação do ferro, manganês e matéria orgânica, seguido do sulfato de alumínio que é o responsável pela junção, aglutinação da impurezas solidas e dissolvidas.

Mesmo com toda intensidade dos produtos químicos aplicados no tratamento da água, ainda existia problemas em atender a legislação através da portaria 2914 do Ministério da Saúde, pois a água ainda continuava com os valores de cor, turbidez e odor elevados, causando assim indignação e insatisfação dos usuários do SAAE, fato esse que diariamente havia pessoas realizando reclamações pelo o SAC e escritórios do SAAE, além das redes sociais e rádios locais. Além dos parâmetros citados, existia também a presença intensa de cloretos, sais que quando presente na água, só é possível a remoção através de tratamento especifico, ou seja, dessalinizações e trocas iônicas. A presença de cloretos na água, em sua maioria se dar através da presença dos sais cloretos de sódio, cloretos de magnésio e cloretos de cálcio.

5.3. CUSTO DE ÁGUA

Em relação aos custos para os usuários houve um aumento significativo na tarifa, reflexo de maiores custos na captação, no tratamento além de diversos gastos para companhia de água, a mudança é mostrada no gráfico 3 segundo dados do SAAE informados no item TR014 da tabela do SNIS (Tarifa mínima praticada para as economias residenciais).

Gráfico 3 – Valor da tarifa para economias residenciais.



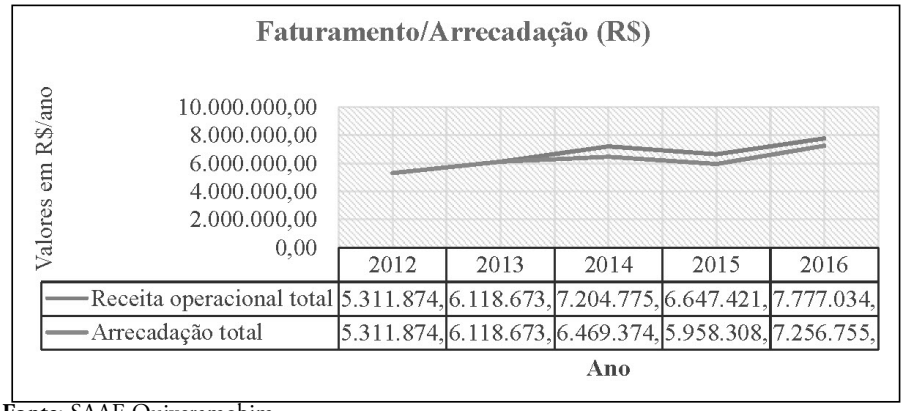
Fonte: SAAE Quixeramobim.

O aumento no custo da tarifa, principalmente no ano de 2015, trouxe de imediato muitas reclamações por parte da população, principalmente o questionamento de água estar em menores quantidades, com qualidade inferior e ainda mais cara. Esse problema de aumento do custo refletiu no aumento da inadimplência no município como revela os dados do indicador FN001 (Receita Operacional Total) e FN006 (Arrecadação Total).

ara resolver esse problema e as reclamações da população em 2016 foi adotado uma estratégia de gestão conhecida de tarifa zero, onde aqueles consumidores que consumisse menos de 1m³ de água não haveria taxas a serem pagas, essa política da tarifa foi bem vista e aceita pela sociedade tornando-se um ponto positivo nas estratégias adotadas de resposta a seca.

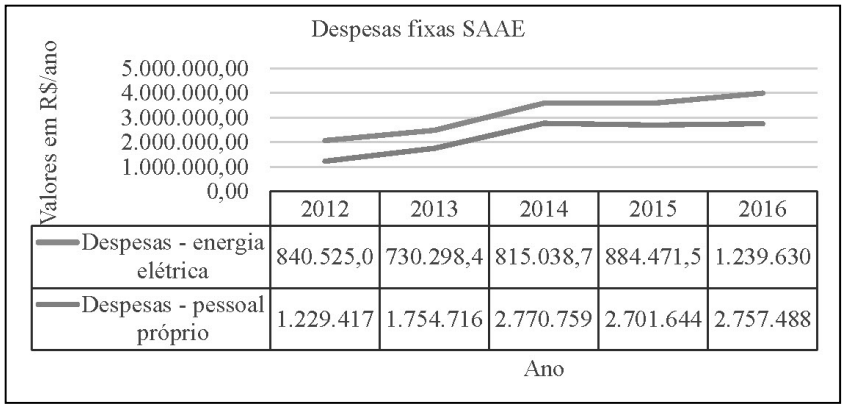
Em relação aos custos para a companhia de água muitas despesas fixas advindas da seca cresceram consideravelmente, duas estão descritas no gráfico 5 com base nos dados dos itens FN010 (Despesas com pessoal próprio) e FN013 (Despesas com energia elétrica).

Gráfico 4 - Faturamento/ Arrecadação SAAE



Fonte: SAAE Quixeramobim.

P**Gráfico 5 -** Despesas fixas do SAAE.



Fonte: SAAE Quixeramobim.

As despesas com pessoal é de certa forma esperada o crescimento, já que a implementação de toda a logística de execução de atividades foi significativamente alta, como já mencionado no item qualidade de água foram necessários operadores 24hs na ETA além disso eram sempre necessários reparos na rede de abastecimento além de todos os gastos com mão de obra para a escavação de poços, instalação do sistema de ponteiras e entre outras atividades. Os custos com energia elétrica também cresceram consideravelmente com a chegada da adutora e a escavação dos poços pois ambos os sistemas necessitavam de bombeamento. Com essa analise seria inevitável o aumento do preço final de água fornecido ao consumidor.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O registro das resposta adotadas pelo município e a análise dos impactos referentes a seca para a sociedade é uma ferramenta essencial na elaboração de estratégias de mitigação à seca e a eficácia de uma gestão dos recursos hídricos proativa.

Os resultados do estudo evidenciam os graves impactos ocasionados devido à seca, sendo eles: perda de receita com redução nas vendas de água, redução dos estoques de água, interrupção do abastecimento de água, qualidade da água degradada, aumento dos custos de tratamento de água e despesas fixas da companhia de abastecimento, aumento da tarifa de abastecimento, percepção desfavorável do público com relação ao fornecedor municipal dos recursos hídricos, degradação da rede como resultado de maiores teores de substancias como o ferro além de pressões mais baixas e entre outros fatores.

Para a complementação deste trabalho também pode ser analisado os impactos em outros setores que não foram abordados e além de uma análise mais detalhada da Zona Rural do município. Pode ser feito uma análise dos impactos que atingiram: a agricultura, a pecuária, a apicultura, a indústria, o comércio e demais setores da sociedade.

Para minimizar esses impactos em secas futuras é necessário uma gestão hídrica mais eficiente através da implementação de um completo plano de secas para o município, evitando-se assim medidas emergenciais, podendo isso ser feito em continuação deste trabalho. A implementação desse plano, poderá ser implementada em um monitoramento prévio através do nível dos açudes ou índices de seca onde definiria os estágios de seca e gatilhos de resposta associados a cada estágio. Além disso o continuo registro de respostas em secas futuras será necessário em futuros trabalhos para conhecer todas as vulnerabilidades do hidrossistema através das experiências passadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, José Nilson Beserra. **Vulnerabilidade do semiárido às secas, sob o ponto de vista dos recursos hídricos/** GT II - RECURSOS HÍDRICOS. ÁRIDAS, SEPLAN/ PR, Brasília. 1995.

CARVALHO, Otamar. As secas e seus impactos. In: **A Questão da Água no Nordeste /** Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. Cap 2, p. 45-99.

COGERH. **ESTUDO DE PRÉ-DIMENSIONAMENTO DA ADUTORA DE MONTAGEM RÁPIDA AMR QUIXERAMOBIM – PEDRAS BRANCAS.** 2014.

CUNHA, RITA LUZIA ABREU DA. **DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS DE RE-**

FERÊNCIA PARA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DAS SECAS. Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Civil - 2007/2008 - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2008.

FILHO, Francisco de Assis de Souza. Águas do futuro e o futuro das águas. In: **A Questão da Água no Nordeste** / Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. – Brasília, DF: CGEE, 2012. Cap 6, p. 181-217.

IPECE. **Perfil Básico Municipal 2015. Quixeramobim.** Fortaleza, 2017. Disponível em: <http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2017/Quixeramobim.pdf>. Acesso em 07 Maio 2018.

MAGALHÃES, Antônio Rocha. Vida e seca no Brasil. In: **Secas no Brasil: política e gestão proativas** – Brasília: - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos; Banco Mundial, 2016. Cap 1, p. 19-35.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. **A seca de 2012-15 no Semiárido do**

Nordeste do Brasil no contexto histórico. Climanálise, Cachoeira Paulista, v. 3, p. 1-6, 2016.

SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Diagnóstico de Serviços de Água e Esgotos**. Formulários Agregados/ Coleta 2012,2013,2014,2015 e 2016.

VIEIRA, Vicente P.P.B. Água Doce no Semiárido. In: Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Organização e coordenação cientifica Aldo da Cunha Rebouças, Benedito Braga, José Galizia Tundisi. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. Cap 15, p. 509-532.

WILHITE, D.A.; HAYES, M.J.; KNUTSON, C.L. Drought preparedness planning: Building institutional capacity. In: Wilhite, D. A (ed**.), Drought and water crises: science, technology, and management issues.** Boca Raton, FL: CRC Press, 2005. p. 93-135.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2018: soluções baseadas na natureza para a gestão da água. Paris, UNESCO, 2018.

APÊNDICE A – MODELO DE QUESTIONÁRIOS DAS ENTREVISTAS

QUESTIONÁRIO 1 – DEFESA CIVIL

Dados: Questionário aplicado a Defesa Civil de Quixeramobim responsável pelo abastecimento por carros pipas na cidade durante a seca de 2012 a 2016.

Nome do entrevistado:

Função:

Data da entrevista: ___/___/____

1. Qual a demanda atendida pelo abastecimento por carro pipa?

2. Quais as localidades atendidas?

3. Qual critério era utilizado para a escolha das populações beneficiadas?

4. Qual era a oferta de carros pipas existentes?

5. Qual era o critério para a escolha da frota de veículos usados?

6. Qual era a situação física e estrutural dos carros?

7. Qual era a fonte de abastecimento?

8. Existia fiscalização em relação a fonte de abastecimento buscada pelos motoristas?

9. Como era feito o tratamento prévio da água antes de ser fornecida a população? Quais os parâmetros de qualidade de água eram verificados?

10. Quais os custos para essa mobilização?

QUESTIONÁRIO 2 – SAAE

Dados: Questionário aplicado ao SAAE de Quixeramobim responsável pelo abastecimento público no município com o objetivo de coletar informações sobre o sistema de abastecimento durante a seca.

Nome do entrevistado:

Função:

Data da entrevista: ___/___/____

1. Como foi a operação da rede de abastecimento durante a seca?

2. Como foi a operação da ETA durante a seca?

3. Quais as variações e os problemas de pressão na rede devido à seca?

4. Como foi concebido o sistema de rodizio de abastecimento durante a seca? Ele variou de acordo com o bairro?

5. Quis os bairros com maiores problemas durante a seca?

6. Quais foram as principais soluções encontradas para solucionar o problema na dificuldade da oferta?

7. Houve alterações na qualidade da água durante a seca? Quais parâmetros foram mais influenciados? (Turbidez, Salinidade, Teor de Ferro)

8. Como variou o histórico de consumo por bairro durante a seca?

9. Houve alterações nas tarifas de cobrança?

10. Quais os custos da mobilização para a companhia durante a seca?

11. Foi notado alteração da percepção do público com relação à companhia durante a seca?

12. Quais as perdas financeiras na companhia durante a seca? Aumento dos custos no tratamento? Perda de Receita?

QUESTIONÁRIO 3 – SAAE

Dados: Questionário aplicado ao SAAE com o objetivo de coletar informações sobre o sistema de abastecimento durante a seca referente aos poços escavados no cristalino e no aluvião.

Nome do entrevistado:

Função:

Data da entrevista: ___/___/____

1. Qual era a demanda total atendida pelos poços?

2. Características: diâmetro, profundidade, tipo de filtro, uso de pré-filtro e tipo de bombeamento?

3. Qual método de perfuração?

4. Todos os poços necessitaram de sistema adutor?

5. Quais os principais problemas ou críticas encontradas?

6. Cacimba e cacimbão? (Sistema concebido, quantidade, vazão liberada)

7. Qual o custo para a implementação do sistema?

8. Eram feitos testes de qualidade de água?

9. Qual o critério utilizado para escavar um poço em uma determinada localidade?

10. Qual a comparação ou observações referente entre os tipos de poços utilizados?

QUESTIONÁRIO 4 – SAAE

Dados: Questionário aplicado ao SAAE de Quixeramobim responsável pelo abastecimento público no município com o objetivo de coletar informações sobre o sistema de ponteiras com rebaixamento do lençol freático realizado no açude Quixeramobim.

Nome do entrevistado:

Função:

Data da entrevista: ___/___/____

1. Como foi concebido o sistema de ponteiras?

2. Qual a vazão atendida?

3. Qual a eficiência e vida útil do sistema?

4. Foram feitos testes de qualidade de água?

5. Qual o custo para a implantação do sistema?

ANEXO A – REGISTROS FOTOGRÁFICOS

Figura 3: Sistema de Ponteiras realizados no Açude Quixeramobim. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 4 - Sistema de Ponteiras realizados no Açude Quixeramobim. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 5 - Poço instalado no cristalino com sistema de pressurização. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 6 - Poço instalado no cristalino com sistema de pressurização. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 7 - AMR do Açude Pedras Brancas. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 8 - AMR do Açude Pedras Brancas. Crédito: SAAE Quixeramobim.

Figura 9 - Água com elevado teor de eutrofização. Crédito: Autor.

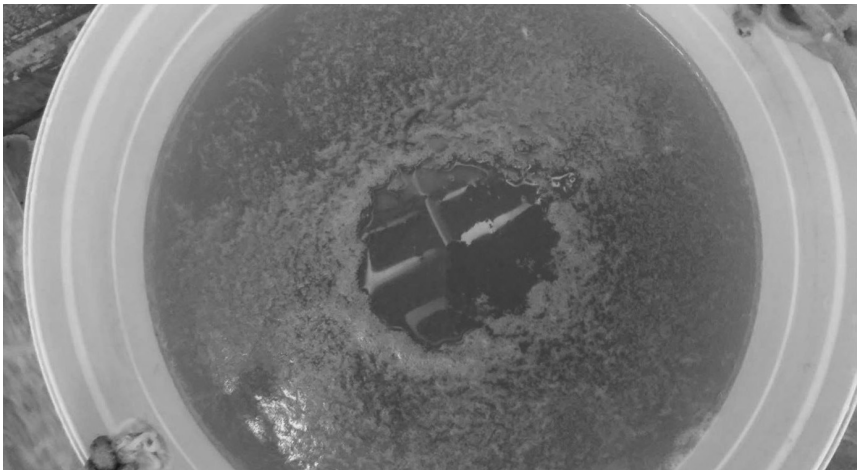


Figura 10 - Água com elevado teor de eutrofização. Crédito: Autor.

AVALIAÇÃO POLÍTICA DAS SECAS EM PERÍMETROS DE IRRIGAÇÃO DO CEARÁ

Mario Held
Daniel Antonio Camelo Cid
Francisco de Assis de Souza Filho
Lars Ribbe

1. INTRODUÇÃO

Secas hidrológicas representam eventos climáticos extremos recorrentes sobre a terra que são induzidos por precipitação abaixo do normal, bem como anomalias de temperatura (Wanders et al., 2015). Segundo Silva et al. (2015) tais fenômenos ocorrem, ao longo de um período de meses a anos, quando as vazões estão abaixo de um limiar. Elas podem causar graves impactos de curto e longo prazo nas sociedades, economias e meio ambiente devido à redução na disponibilidade de água. Isso se aplica, em particular, à agricultura irrigada como o maior usuário global, em geral ineficiente, e um grande poluidor de água, responsável por 70% da captação global de água (OCDE e FAO, 2016).

Além das características hidrológicas, deve-se notar que as práticas de gestão política desempenham um papel similarmente importante em relação às implicações da seca no ambiente agrícola. Huntjens et al. (2012), por exemplo, destacam a importância das respostas por parte dos decisores responsáveis aos impactos da seca sem precedentes. Portanto, sua capacidade de resposta pode exercer uma grande influência no gerenciamento da crise ou no estabelecimento de formas adaptativas para governar os recursos hídricos disponíveis de maneira adequada. Analogamente, medidas operacionais técnicas eficientes também podem contribuir significativamente para o aumento ou a diminuição da resiliência à seca na agricultura irrigada, especialmente em regiões áridas e semi-áridas (de Oliveira e Talamini, 2010).

Embora o nordeste do Brasil tenha lidado com a seca ao longo dos anos, ainda há várias lacunas a serem preenchidas quando se trata de otimizar a resiliência à seca dos esquemas de irrigação agrícola. Como exemplo tempo infraestruturais ineficientes, com ênfase especial na distribuição de água, gestão de reservatórios, eficiência de irrigação, além da falta de apoio governamental e administrativo, bem como a falta de transparência e prestação de contas durante uma crise de seca (Gutiérrez et al. 2014, Silva et al., 2015). A esse respeito, Galvão et al. (2015) descobriram que a maior parte da informação resultante de debates públicos orientados para soluções sobre a questão da adaptação à seca a longo prazo ainda não é bem abordada pela mídia e redes sociais.

Com isso em mente, neste capitulo avaliou-se a resiliência à seca do ponto de vista sociopolítico em áreas de irrigação agrícola no Nordeste do Brasil.

Para tanto, foram analisados três perímetros de irrigação selecionados na região semi-árida do interior do Ceará: Morada Nova, Jaguaribe Apodi e Tabuleiro de Russas. Estes estão localizados na Bacia do Rio Jaguaribe e operados pelo Departamento Nacional de Obras contra a Seca (DNOCS) (dos Santos et al., 2014).

2. LOCAL DE ESTUDO

As áreas de estudo selecionadas (Figura 1) abrangem três perímetros de irrigação localizados na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, no nordeste do Brasil: Morada Nova, Jaguaribe Apodi e Tabuleiro de Russas. A Bacia do Jaguaribe está totalmente situada no estado do Ceará e abrange uma área de drenagem de 74.600 km2, mais da metade do território estadual (de Medeiros et al., 2011). É subdividido em cinco regiões hidrográficas: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Salgado e Banabuiú. A região é, em geral, caracterizada por uma alta evaporação anual superior a 2.000 mm, enquanto a precipitação anual varia de 500 mm a 900 mm (Araújo e Bronstert, 2015; Gondim et al., 2012). Deve-se notar aqui que quase 95% do total de chuvas ocorrem durante a estação chuvosa de janeiro a junho. Dois desses reservatórios, o Banabuiú e o Castanhão, são as fontes de suprimento predominantes dos três perímetros de irrigação, com capacidade total de 1,6 km3 e 6,7 km3, respectivamente (FUNCEME e COGERH, 2017).

Figura 1 – Localização das áreas de estudo (vermelho) dentro da Bacia do Jaguaribe.

O perímetro de Morada Nova situa-se ao longo das margens do rio Banabuiú, e é caracterizado principalmente por planícies aluviais (AUDIPIMN, 2010; Teixeira et al., 2013). O perímetro abrange um total de 10.849 ha, dos quais 4.474 ha são actualmente irrigados. Está subdividido em 938 lotes, com um tamanho médio de 4,58 ha por parcela de terra. No entanto, como apenas parcelas maiores que 3 ha são registradas pela administração do perímetro, o número total de parcelas e usuários pode ser consideravelmente maior. Assim, 6.375 ha não são irrigados, embora ocupados por áreas residenciais e representados por reserva legal, entre outras coisas. Antes do início da seca de 2012, o cultivo predominante no perímetro era arroz, feijão, banana, acerola, coco, graviola e gramíneas forrageiras (ADECE, 2011). Outra atividade local importante é a pecuária (bovinos, caprinos, ovinos e suínos) para fins de reprodução, bem como para a produção de leite e carne. As únicas tecnologias de irrigação aplicadas no local são inundações e sulcos (AUDIPIMN, 2015).

O perímetro de Jaguaribe Apodi situa-se no Planalto do Apodi, apresentando uma grande uniformidade topográfica. O relevo é simples, com um gradiente máximo de 2% em algumas áreas levemente deprimidas, tornando o terreno muito favorável para a mecanização agrícola (Dantas et al., 2012). Existem 5.250 ha de área irrigada de um total de 13.229 ha. Os restantes 7.979 ha de área não irrigada são caracterizados principalmente por áreas de sequeiro e reservas legais. Atualmente, existem 324 pequenos agricultores e 4 empreendimentos (Del Monte, Flor da Serra, Frutacor e Tropical) operando dentro e ao lado do Jaguaribe Apodi. Conforme declarado pelo DNOCS (2012), as culturas mais importantes envolvem bananas, seguidas de milho verde, melão, mamão, goiaba, cana-de-açúcar, melancia, feijão, sorgo, pimenta e gramíneas forrageiras. Os pivôs centrais representam o principal sistema de irrigação, pelo qual também são aplicados microaspersores e irrigação por gotejamento (dos Santos et al., 2014).

Por fim, o perímetro do Tabuleiro de Russas está situado no Baixo Jaguaribe, na forma de uma contínua faixa de terra arável ao longo da margem esquerda do rio Jaguaribe, entre sua confluência com o rio Banabuiú e a cidade de Russas. (Maciel, 2016). Esse perímetro abrange uma área total de 18.276 ha implantados durante duas fases do projeto, concluída em 2016, o que torna o Tabuleiro de Russas o maior e o mais moderno das três áreas de estudo. Do total, 14.465 ha são contabilizados para a superfície irrigada, enquanto as superfícies restantes são atribuíveis a reservas legais, infra-estrutura e áreas residenciais. Atualmente, existem 482 pequenos agricultores, 44 técnicos, 13 agrônomos e 4 empresas (Agrícola Famosa, Cialne, Frutacor e Meri Pobo) que operam no Tabuleiro de Russas. As parcelas de cultivo mostram um layout compacto e estritamente organizado. Localmente, há uma grande variedade de culturas cultivadas, incluindo numerosas frutas como banana, goiaba e coco, vegetais, grãos, milho verde, gramíneas forrageiras, cana-de-açúcar, madeiras e oleaginosas (ADECE, 2011; DNOCS, 2012). As tecnologias locais de irrigação são compostas de microaspersores, irrigação por gotejamento e alguns pivôs centrais.

3. IMPACTO DA SECA NOS PERÍMETROS IRRIGADOS ESTUDADOS

Para analisar a adaptação e a resiliência dos diferentes produtores nas áreas de estudo durante a seca atual, foi desenvolvido um questionário para a realização de entrevistas face-a-face. O objetivo dessa entrevista foi identificar como os irrigantes locais foram afetados pelos impactos da seca entre os anos de 2012 e 2016, que tipo de apoio eles receberam ou precisaram e como eles usaram os recursos disponíveis para lidar com as dadas condições.

As entrevistas foram realizadas individualmente com 29 atores no total, sendo entrevistados pelo menos dois representantes de cada tipo de produtor em cada perímetro. Dentro de Morada Nova, dez pequenos agricultores foram entrevistados, cada um representando cerca de cem indivíduos. No Jaguaribe Apodi, foram entrevistados sete pequenos agricultores (um para cada cinquenta indivíduos) e dois empreendimentos (Flor da Serra e Frutacor). Quanto ao Tabuleiro de Russas, seis pequenos agricultores (um para cada cinqüenta indivíduos), dois agrônomos e duas empresas (Cialne e Frutacor) foram pesquisados. Os tamanhos das amostras foram geralmente restringidos pela disponibilidade dos entrevistados, pelo difícil acesso aos lotes de produção.

As primeiras 19 questões do questionário comparava as condições de um determinado parâmetro (tamanho da área plantada, tipo de cultura plantada, tamanho da produção, quantidade de água utilizada por cultura, entre outras) no início da seca em janeiro de 2012 e em dezembro de 2016. As 15 questões subseqüentes, no entanto, referiam-se a questões relacionadas somente durante o período da seca. A última questão foi aberta e solicitava aos entrevistados sugestões para medidas de convivio com a seca. A estrutura do questionário foi semi-aberta, contendo opções de resposta pré-codificadas e uma pergunta aberta (Mathers et al., 2009).

Quanto ao conteúdo, o questionário baseou-se em grande parte nos pensamentos de Brant (2007), Cunha et al. (2012) e Obermaier et al. (2014), que abordaram em profundidade as inter-relações sociopolíticas entre as implicações da seca e as estratégias de adaptação associadas no setor agrícola do Nordeste do Brasil. Além disso, o foco principal é o cultivo de plantas, constituindo a atividade agrícola mais importante em todos os perímetros investigados. No entanto, outras atividades produtoras, como a pecuária, também foram levadas em conta. Os resultados da pesquisa foram analisados e comparados de acordo com os seguintes aspectos:

- Estado e gerenciamento dos lotes agrícolas antes e durante a seca em todo local de estudo;
- Descrição da situação e dos problemas vivenciados pelos produtores.
- Diferenças entre as estratégias de adaptação e o escopo de ações depen-

dendo do tipo de produtor.

A avaliação foi realizada de forma puramente descritiva. Assim, os resultados são usados mais para dar uma visão geral do perimetros do que para realizar análises específicas de alguns parâmetros. Isso exigiria um tamanho de amostra maior e não poderia ser justificado com o número de entrevistas realizadas neste estudo.

4. DISCUSSÕES

As entrevistas realizadas possibilitaram conhecer medidas de adaptação individual e características relacionados à irrigação de acordo com a área de estudo, tipos de produtores e recursos disponíveis. Entre outras coisas, percebeu-se que as diferenças entre os irrigantes operando dentro do mesmo plano de irrigação não eram tão significativas quanto as disparidades entre os produtores dos diferentes perímetros.

Observou-se que no perímetro de Morada Nova os padrões de resposta foram mais consistentes que nos outros. Todos os pequenos agricultores entrevistados indicaram, por exemplo, que as condições de vida social para eles e suas famílias deterioraram-se um pouco ou substancialmente durante a seca. Neste contexto, 70% reduziram sua superfície irrigada em pelo menos 1 ha nos últimos cinco anos, sendo que o tamanho máximo disponível por agricultor é de 6 ha. Além disso, todos os entrevistados costumavam plantar principalmente arroz ou feijão antes de 2012, mas viram-se forçados a diminuir sua área irrigada a fim de manter parte de sua produção ou cultivar mais culturas resistentes à seca. Em 50% de todos os casos, o capim forrageiro foi escolhido como nova cultura principal, especificamente para alimentar o gado leiteiro, aumentando a própria renda através da produção de leite como atividade agrícola alternativa (até 90% da renda total). Para 30% do grupo entrevistado, o Garantia-Safra foi decisivo para sobrevivência durante a seca.

Depois que o reservatório Banabuiú parou de fornecer água para o perimetro de Morada Nova em 2015, oito dos dez entrevistados começaram a se concentrar na construção e uso de poços para poder continuar cultivando em seus lotes. No entanto, dois entrevistados não dispunham de meios financeiros para fazê-lo e precisaram cessar completamente o cultivo. No que diz respeito à questão de saber se houve algum conflito pessoal em relação ao uso da água, questões financeiras ou uso da terra, ninguém respondeu afirmativamente. Em geral, nem os intervalos de irrigação nem os volumes de água aplicados sofreram alterações substanciais durante a seca. Em vez disso, algumas áreas cultivadas foram abandonadas e as culturas que utilizavam muita água foram substituídas por outras. Todos os agricultores com poço próprio apontaram que as águas subterrâneas abstraídas apresentavam alta salinidade, causando perdas adicionais e qualidade inferior da colheita. Além disso, a energia necessária para operar as bombas dos

poços requeria maiores custos, para alguns irrigantes até R$ 700 por mês. Ao mesmo tempo, nenhum entrevistado recebeu qualquer tipo de apoio externo para enfrentar os impactos da seca de maneira mais eficiente. No entanto, metade dos entrevistados não considerou vender seu lote, mudar-se para outro local, nem mudar sua profissão, apesar das duras circunstâncias que a seca causou. A razão mais citada para essa decisão está relacionada à garantia da sobrevivência da própria família. Este fato se aplica não apenas aos produtores de Morada Nova, mas também aos pequenos agricultores entrevistados nos demais perímetros.

Quanto ao perimetro Jaguaribe Apodi, oito dos nove entrevistados sacrificaram parte de sua área irrigada desde o início da seca. Em média, os pequenos agricultores cederam 59,5%, enquanto as empresas deixaram de cultivar 33,8% de sua área. Aqui também, todas as partes entrevistadas afirmaram que sua situação piorou consideravelmente, com a exceção de um empreendimento, que substituiu totalmente suas culturas anteriores por capim forrageiro para expandir a pecuária e a produção de leite. Dois dos pequenos agricultores que costumavam cultivar culturas anuais em pivôs centrais tiveram que interromper a produção completamente devido à falta de água e à priorização de culturas perenes. Como resultado, ambos mudaram para o cultivo de frutas. Os outros irrigantes, sem exceção, eram especializados no cultivo de culturas perenes, especialmente bananas, mas também de goiaba, mamão e açúcar. Nenhum deles dispunha de uma fonte secundária de renda durante o período de entrevista.

Até 2014, os volumes de água fornecidos a todos os irrigantes sofreram reduções cada vez maiores. Desde então, ocorreram diversos períodos de escassez, que duraram até oito dias consecutivos, particularmente durante as estações secas. Em comparação com a situação anterior a 2012, os volumes de irrigação aplicados caíram acentuadamente, em média, 70% por parte dos fruticultores que conseguiram manter uma parte de suas culturas perenes. Os intervalos de irrigação foram encurtados e concentrados principalmente nas manhãs e horas do meio-dia, quando as necessidades da planta são maiores. Ainda, cinco entre nove entrevistados admitiram abertamente que prefeririam pagar uma tarifa mais alta do que arriscar perder o resto de suas colheitas. Por outro lado, vários produtores referiram-se a um sistema de compensação financeira como uma medida de mitigação da seca. Isso está em conformidade com o Artigo 14, parágrafo 2 do estatuto interno do perímetro (FAPIJA, 2008), afirmando que os produtores (desfavorecidos) de culturas anuais devem receber alguma forma de compensação dos irrigantes (beneficiados) que cultivam culturas perenes. Com base nos resultados das entrevistas, a administração do FAPIJA decidiu destinar R$ 3.500,00 por lote e semestre para todo agricultor que não conseguisse manter nenhuma fração de suas culturas. No entanto, dois terços dos pesquisados consideraram seriamente mudar sua localização ou profissão em diversas ocasiões. Além disso, 56% deles estavam pessoalmente envolvidos em conflitos financeiros ou relacionados à água, de acordo com suas próprias declarações.

No caso do Tabuleiro de Russas, os resultados alcançados foram mais heterogêneos. Aqui, sete dos dez produtores questionados reduziram suas áreas irrigadas em 52% em média, enquanto três pequenos agricultores aumentaram sua área de 0,5 ha até 2 ha. Nenhum dos entrevistados precisou sacrificar inteiramente sua área irrigada. Do mesmo modo, 60% do grupo pesquisado classificou suas condições de vida como estáveis ou até melhoradas, e os 40% restantes pioraram. As culturas anteriores foram sustentadas, substituídas ou suplementadas por culturas perenes, principalmente acerolas e cocos (50%). Além de um agrónomo e de uma empresa que integram a pecuária e a produção de leite no âmbito das suas atividades desde 2012, a maioria restante exercia exclusivamente o cultivo de plantas.

Em comparação com as outras duas áreas de estudo, o Tabuleiro de Russas sofreu com uma taxa menor de escassez de água nos últimos cinco anos. Os volumes diminuíram, mas foram fornecidos pelo reservatório Castanhão. Durante o periodo seco de 2015 e 2016, no entanto, houve várias falhas de abastecimento, que duraram até quatro dias por semana. Os volumes de irrigação aplicados diminuíram significativamente do ponto de vista dos pequenos agricultores (53,2%), agrónomos (41,3%) e empresas (65,5%). Assim como no caso do Jaguaribe Apodi, os intervalos de irrigação foram encurtados e direcionados para manhã. Além disso, nenhum entrevistado experimentou qualquer conflito pessoal nas discussões sobre a distribuição de água. Dois entrevistados confirmaram que receberam suporte externo da administração do perímetro, mais precisamente descontos de 30% no pagamento de empréstimos bancários e tarifas de água sob condições não especificadas. Por fim, oito dos dez entrevistados negaram a questão de saber se já consideraram vender seus lotes, procurar outro emprego ou mudar-se para outro lugar. Sobre esse assunto, eles também se referiram à priorização do Tabuleiro de Russas em termos políticos e financeiros. Assim, houve mais recursos para a implementação de medidas de adaptação direcionadas a esse perimetro do que em Morada Nova e Jaguaribe Apodi.

Apesar das grandes diferenças estruturais, percebeu-se algumas semelhanças entre as áreas de estudo examinadas. Em todos os casos, as taxas anuais de produção diminuíram, enquanto o valor da a maioria das culturas aumentou. A única exceção foram os agricultores que começaram a cultivar no início da seca. No entanto, como a maioria dos produtores foi forçada a sacrificar partes consideráveis de suas aáreas irrigadas, suas receitas líquidas diminuíram no total.

Com relação à questão aberta, que tipo de medidas de melhoria poderiam ser realizadas para amenizar a situação pessoal, todos os produtores reivindicaram mais medidas de apoio dos governos. O amplo leque de sugestões específicas incluía, entre outros, subsídios financeiros para manter a subsistência, o fornecimento de equipamentos agrícolas e infraestrutura aprimorada para aumentar a produtividade local, tarifas mais baratas (energia), redução de impostos sobre itens básicos e acesso facilitado a empréstimos bancários. O segundo comentário

mais frequente (76%) diz respeito à garantia de um suprimento confiável de água, através da conclusão do Projeto de Transposição Rio São Francisco.

5. CONCLUSÃO

Os resultados das entrevistas sugerem que os produtores locais respondem de forma bastante distinta aos impactos da seca, apesar da proximidade entre si. Aparentemente, eles têm diferentes acessos à água para irrigação, ajudas financeiras e assistência técnica. Todos eles foram afetados negativamente pela escassez de água durante a seca. Mas as capacidades individuais, bem como o apoio recebido, variaram muito.

Os irrigantes do Tabuleiro de Russas mostraram maior resiliência à seca, provavelmente devido ao abastecimento contínuo de água para irrigação, tecnologias de irrigação mais eficientes e maior disponibilidade de ajuda financeira para tomar medidas de mitigação específicas. Morada Nova, por outro lado, foi identificada como a área de estudo mais vulnerável, devido à sua infra-estrutura de irrigação obsoleta, à falta de água e assistência financeira. A resiliência dos produtores locais repousa principalmente na renda secundária (pensão, atividades paralelas), na intensificação da produção de leite através do foco no cultivo de forrageiras, particularmente, na simples necessidade de ajudar suas famílias a sobreviver. Segundo Brant (2007), tais fatores são de vital importância em termos de superação de períodos secos com recursos extremamente limitados. Os irrigadores de Jaguaribe Apodi mostraram-se muito vulneráveis à escassez de água, pois dependem totalmente do suprimento de água do reservatório de Castanhão durante os períodos de estiagem. Por causa da localização na borda do Planalto Apodi, o uso de poços proprios, como no caso de Morada Nova, seria muito caro. Por outro lado, os produtores altamente desfavorecidos puderam se beneficiar de mecanismos internos de redistribuição que proporcionaram segurança financeira mínima e, assim, fossem capazes de aliviar os impactos da seca em um certo grau. Considerando estas e as demais condições supracitadas, conclui-se que a resiliência à seca do Jaguaribe Apodi é superior à da Morada Nova, porém menor que a do Tabuleiro de Russas.

No entanto, deve-se notar que a significância dos resultados da entrevista obtida é significativamente restringida por amostras de tamanho relativamente pequeno, o que dificulta a comparação das áreas de estudo e dos diferentes tipos de produtores. Além disso, algumas das questões colocadas tratavam de assuntos bastante particulares e emocionais que, segundo Mathers et al. (2009), potencialmente limita a confiabilidade das declarações feitas, mesmo que existam principalmente opções de resposta pré-codificadas. Assim, realizar pesquisas mais amplas e adequadamente modificadas para avaliar os impactos da seca local do ponto de vista sócio-político seria um passo adiante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADECE, 2011. Perímetros Públicos de Irrigação do Ceará. <http://www.adece. ce.gov.br/index.php/downloads/category/10-agronegocios?download=43%3Aperimetrospublicosdoceara>. Acesso em 7 nov 17.

Araújo, J.C., Bronstert, A., 2015. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. Water Int. 41, 213–230.

AUDIPIMN, 2010. Perímetro Irrigado da Morada Nova: 40 anos de desenvolvimento da irrigação. AUDIPIMN, Morada Nova.

AUDIPIMN, 2015. Antecedentes Históricos do Perímetro Irrigado da Morada Nova. AUDIPIMN, Morada Nova.

Brant, S., 2007. Assessing Vulnerability to Drought in Ceará, Northeast Brazil. University of Michigan, Michigan.

Cunha, D., Coelho, A., Féres, J., Braga, M., 2012. Impacts of climate change on Brazilian agriculture: an analysis of irrigation as an adaptation strategy, in: International Association of Agricultural Economists (IAAE) Triennial Conference. Federal Universidade de Viçosa, Foz do Iguaçu.

Dantas, J. d. N., Oliveira, T.S., Mendonça, E.S., Assis, C.P., 2012. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, CE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.. v16, p. 18–26.

DNOCS, 2012. Perimetros Público de Irrigação. http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/perimetros_irrigados. Acesso em 05 nov 17.

FAPIJA, 2008. Estatuto Interno. Brasil.

FUNCEME, COGERH, 2017. Portal Hidrológico do Ceará. <http://www.hidro.ce.gov.br> . Acesso em 7 nov 17.

Galvão, C.O., Pedrosa, R.N., Ribeiro, M.M.R., Silva, A.C.S., 2015. 2012-2015's Brazilian water crisis and adaptation: an analysis from the social media information, in: IAHR World Congress Proceedings. International Association for Hydro-Environment Engineering, The Hague.

Gondim, R.S., de Castro, M.A.H., Maia, A.H.N., Evangelista, S.R.M., Fuck, S.C., 2012. Climate Change Impacts on Irrigation Water Needs in the Jaguaribe River Basin. J. Am. Water Resour. Assoc. 48, 355–365.

Gutiérrez, A.P.A., Engle, N.L., De Nys, E., Molejón, C., Martins, E.S., 2014. Drought preparedness in Brazil. Weather Clim. Extrem. 3, 96–106.

Huntjens, P., Lebel, L., Pahl-Wostl, C., Camkin, J., Schulze, R., 2012. Institutional design propositions for the governance of adaptation to climate change in the water sector. Glob. Environ. Chang. 22, 67–81.

Maciel, W.M., 2016. Otimização econômica do uso da água no perímetro irrigado tabuleiro de russas utilizando programação linear e não-linear. Tese de doutorado. UNESP.

Mathers, N., Fox, N., Hunn, A., 2009. Surveys and Questionnaires, in: Wilson, A., Williams, M., Hancook, B. (Eds.), Research Approaches in Primary Care. Radcliffe Medical Press/Trent Focus, Nottingham, pp. 77–112.

Medeiros, C.N., Gomes, D.D.M., Albuquerque, E.L.S., da Cruz, M.L.B., 2011. Os Recursos Hídricos do Ceará: Integração, Gestão e Potencialidades. IPECE. Fortaleza

Obermaier, M., Cesano, D., Corral, T., Marou, M.R., La Rovere, E.L., Barata, M., Wachsmann, U., Pfliegner, K., 2014. Dryland adaptation in Northeast Brazil: Lessons from a community-based pilot project. F. Actions Sci. Reports 7.

OECD, FAO, 2016. Agricultural Outlook 2016-2025. Paris.

Oliveira, L., Talamini, E., 2010. Water resources management in the Brazilian agricultural irrigation. J. Ecol. Nat. Environ. 2, 123–133

Santos, F.S.S., Campos, K.C., Coelho, E.L., da Silva, F.L., de Oliveira, V.R., 2014. Avaliação de Perímetros Públicos de Irrigação no Ceará. Revista de Política Agrícola. Ano 23, n.3. p.29–42.

Silva, A.C.S., Galvão, C.O., Silva, G.N.S., 2015. Droughts and governance impacts on water scarcity: an analysis in the Brazilian semi-arid. Proc. Int. Assoc. Hydrol. 369, 129–134.

Teixeira, Z.A., de Souza, A.L.M., Albuquerque, F.R.B., 2013. Monitoramento do Lençol Freático do Perímetro Irrigado de Morada Nova, Ceará, Brasil. Revista Água Subterranea.

Wanders, N., Wada, Y., Van Lanen, H.A.J., 2015. Global hydrological droughts in the 21st century under a changing hydrological regime. Earth Syst. Dyn. 6, 1–15

EXPRESSÃO
GRÁFICA

O presente livro apresenta os resultados da pesquisa do PROJETO ADAPTA que tem na gestão adaptativa do risco climático de seca como estratégia de redução dos impactos da mudança climática seu objeto de análise.

O desenvolvimento deste projeto foi financiado pelo Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) e pela Agência Nacional de Água (ANA) através da Chamada MCTI/CNPq/ANA N º 23/2015 – Pesquisa em Mudança do Clima.

Os dois objetivos principais deste projeto foram:

- dimensionar a vulnerabilidade dos usos e usuários de água, atuais e futuros, considerando o risco climático de seca;
- propor estratégias de gestão adaptativa como mecanismo de aumentar a sua resiliência no contexto de intensificação das variabilidades e mudanças do clima.

Duas bacias hidrográficas bastante distintas em termos físicos, socioeconômicos, políticos e institucionais foram analisadas no projeto. A bacia do rio Jaguaribe na região semiárida do Estado do Ceará e a Bacia do rio Paraíba do Sul na região sudeste, compartilhada entre os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Ambas as bacias vivenciaram secas severas na segunda década do Século XXI.

As duas bacias são altamente estratégicas por serem mananciais de abastecimento de grandes regiões metropolitanas, de um lado, e por possuírem instituições e experiências de gestão das águas consideradas como avançadas no contexto nacional.

A pesquisa envolveu uma rede de pesquisadores brasileiros e estrangeiros, com larga experiência em gerenciamento de recursos hídricos, gestão de seca, modelagem climática e hidrológica, e gestão adaptativa de bacias hidrográficas. A rede contou ainda com profissionais de órgãos gestores de recursos hídricos e com o apoio de várias instituições envolvidas com a gestão das águas nas bacias de estudo.

UNIVERSIDADE
FEDERAL DO CEARÁ