

Maria Elanny Damasceno Silva
(Organizadora)



Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental 3

 **Atena**
Editora
Ano 2020

Maria Elanny Damasceno Silva
(Organizadora)



Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental 3

Atena
Editora
Ano 2020

Editora Chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Assistentes Editoriais

Natalia Oliveira

Bruno Oliveira

Flávia Barão

Bibliotecário

Maurício Amormino Júnior

Projeto Gráfico e Diagramação

Natália Sandrini de Azevedo

Camila Alves de Cremo

Karine de Lima

Luiza Batista 2020 by Atena Editora

Maria Alice Pinheiro Copyright © Atena Editora

Edição de Arte Copyright do Texto © 2020 Os autores

Luiza Batista Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Revisão Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora

Os Autores pelos autores.



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

A Atena Editora não se responsabiliza por eventuais mudanças ocorridas nos endereços convencionais ou eletrônicos citados nesta obra.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Prof. Dr. Américo Junior Nunes da Silva – Universidade do Estado da Bahia

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa

Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá

Prof. Dr. Elson Ferreira Costa – Universidade do Estado do Pará

Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima

Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Instituto Internazionale delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Pontifícia Universidade Católica de Campinas
Profª Drª Maria Luzia da Silva Santana – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jael Soares Batista – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Profª Drª Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Profª Drª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Profª Drª Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Prof. Dr. Fernando José Guedes da Silva Júnior – Universidade Federal do Piauí
Profª Drª Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia
Profª Drª Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Profª Drª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Profª Drª Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Regiane Luz Carvalho – Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino
Profª Drª Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto
Prof. Dr. Alexandre Leite dos Santos Silva – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Profª Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Linguística, Letras e Artes

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará
Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste

Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Conselho Técnico Científico

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo

Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza

Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba

Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva – Universidade para o Desenvolvimento do Alto Vale do Itajaí

Prof. Me. Alexsandro Teixeira Ribeiro – Centro Universitário Internacional

Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão

Profª Ma. Anne Karynne da Silva Barbosa – Universidade Federal do Maranhão

Profª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico

Profª Drª Andrezza Miguel da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais

Prof. Me. Armando Dias Duarte – Universidade Federal de Pernambuco

Profª Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar

Profª Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos

Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo

Profª Drª Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas

Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará

Profª Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília

Profª Ma. Daniela Remião de Macedo – Universidade de Lisboa

Profª Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás

Prof. Me. Edevaldo de Castro Monteiro – Embrapa Agrobiologia

Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases

Prof. Me. Eduardo Henrique Ferreira – Faculdade Pitágoras de Londrina

Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil

Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita

Prof. Me. Eivaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí

Profª Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora

Prof. Dr. Fabiano Lemos Pereira – Prefeitura Municipal de Macaé

Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas

Profª Drª Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo

Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária

Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná

Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina

Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro

Profª Ma. Isabelle Cerqueira Sousa – Universidade de Fortaleza

Profª Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Me. Javier Antonio Albornoz – University of Miami and Miami Dade College

Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. José Carlos da Silva Mendes – Instituto de Psicologia Cognitiva, Desenvolvimento Humano e Social

Prof. Me. Jose Elyton Batista dos Santos – Universidade Federal de Sergipe

Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay

Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco

Profª Drª Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás

Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFPA

Prof. Dr. Kárpio Márcio de Siqueira – Universidade do Estado da Bahia

Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis

Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR

Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Ma. Lilian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará

Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ

Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás

Prof. Me. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe

Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados

Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná

Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos

Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior

Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo

Profª Ma. Maria Elanny Damasceno Silva – Universidade Federal do Ceará

Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Me. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados

Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal

Prof. Me. Sebastião André Barbosa Junior – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profª Ma. Silene Ribeiro Miranda Barbosa – Consultoria Brasileira de Ensino, Pesquisa e Extensão

Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo

Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana

Profª Ma. Thatianny Jasmine Castro Martins de Carvalho – Universidade Federal do Piauí

Prof. Me. Tiago Silvio Dedoné – Colégio ECEL Positivo

Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Meio ambiente, recursos hídricos e saneamento ambiental 3

Editora Chefe: Prof^a Dr^a Antonella Carvalho de Oliveira
Bibliotecário: Maurício Amormino Júnior
Diagramação: Maria Alice Pinheiro
Edição de Arte: Luiza Batista
Revisão: Os Autores
Organizadora: Maria Elanny Damasceno Silva

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

M514 Meio ambiente, recursos hídricos e saneamento ambiental 3 [recurso eletrônico] / Organizadora Maria Elanny Damasceno Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena, 2020.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-5706-222-7

DOI 10.22533/at.ed.227202207

1. Educação ambiental. 2. Desenvolvimento sustentável. 3. Meio ambiente – Preservação. I. Silva, Maria Elanny Damasceno.

CDD 363.7

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

Atena Editora

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br


Ano 2020

APRESENTAÇÃO

Prezado leitor (a), a obra Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Básico da série 2 e 3, englobam a temática das ciências ambientais no contexto teórico e prático de pesquisas voltadas para a discussão da preservação e recuperação dos recursos naturais, bem como a criação de métodos e tecnologias que contribuem para a redução dos impactos ambientais oriundos dos desequilíbrios das ações humanas.

O volume 2 contém capítulos que tratam da educação ambiental por meio de projetos interdisciplinares em ambientes educacionais e comunitário. Além disso, as pesquisas apresentadas apontam tecnologias diversas que auxiliam no monitoramento de áreas protegidas, risco de queimadas em florestas e simuladores de erosão em solo para formulação de dados sedimentológicos.

Em relação as tecnologias sustentáveis são divulgados estudos sobre os benefícios dos telhados verdes para captação de águas pluviais e o uso de biodigestores em propriedades rurais e zonas urbanas para o tratamento de matérias orgânicas utilizadas na geração de energia, gás e biofertilizantes. Sobre efluentes industriais e domésticos é indicado método de depuração aplicado em Estações de Tratamentos de Esgotos, assim como *Wetlands* construídas para eliminar a deterioração das bacias hídricas.

Diante do crescimento populacional em zonas urbanas é mostrado a necessidade de redimensionamento de área urbana próxima às áreas de inundações, complementando com o estudo sobre a atualização de Plano de Saneamento Básico municipal para controle de enchentes. E por fim, acerca de inundações em locais impermeáveis é evidenciado um sistema de infiltração de águas de chuvas que facilita o escoamento no solo.

No volume 3 é tratado da parceria entre gestores nacionais e internacionais de recursos hídricos a fim de fomentar a Rede Hidrometeorológica do país. As questões jurídicas ganham destaque na gestão ambiental quando se refere ao acesso à água potável na sociedade. E como acréscimo é exposto um modelo hidro econômico de alocação e otimização de água. As águas fluviais compõem uma gama de estudos contidos neste exemplar. Os assuntos que discutem sobre rios e praias vão desde abordagens metodológicas para restaurar rios, análises das características das praias de águas doces sobre o desenvolvimento do zooplâncton e composição granulométrica dos sedimentos dos corpos hídricos.

É destaque para a importância e conservação das Bacias de Detenção de águas de chuvas em zona urbana, como também os sistemas de controle da vazão das águas pluviais na prevenção de enchentes, assoreamento e erosões nas margens de rios. Os modelos matemáticos, hidrogramas e suas correlações são fatores que estimam volume das vazões nas áreas atingidas e servem como instrumentos eficazes preventivos contra inundações inesperadas. Similarmente, a modelagem pode ser bem inserida em um estudo que trata dos componentes aquáticos na qualidade das águas de rios.

A respeito da qualidade da água são mencionados ensaios físico-químicos e microbiológicos coletados em um rio e averiguados com base nos parâmetros das portarias e resoluções nacionais. No quesito potabilidade da água é exibido uma pesquisa com foco nas águas pluviais captadas e armazenadas em cisternas de placas.

Por último, salienta-se os estudos que substituem aparelhos hidrosanitários por modelos que reduzem a quantidade de água descartada, da mesma forma tem-se a substituição de válvulas redutoras de pressão por turbo geradores a fim de verificar a viabilidade financeira e energética em uma Companhia de Abastecimento metropolitano.

Portanto, os conhecimentos abordados e discutidos sem dúvidas servirão como inspiração para trabalhos futuros, replicação em outras regiões como também favorecerá para a minimização dos impactos ambientais provocados a longo prazo, além de ser modelos norteadores de consciência ecológica na sociedade.

Excelente leitura!

Maria Elanny Damasceno Silva

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
CONTRIBUIÇÃO DOS USUÁRIOS DE DADOS (<i>STAKEHOLDERS</i>) PARA O PROJETO DA REDE HIDROMETEOROLÓGICA NACIONAL DE REFERÊNCIA – RHNR	
Ana Carolina Zoppas Costi Fabrício Vieira Alves Diana Wahrendorff Engel Marcio de Oliveira Candido	
DOI 10.22533/at.ed.2272022071	
CAPÍTULO 2	13
GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RECURSOS HÍDRICOS: MODELO HIDRO ECONÔMICO DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA	
William Dantas Vichete Arisvaldo Vieira Mélo Júnior	
DOI 10.22533/at.ed.2272022072	
CAPÍTULO 3	26
ASPECTOS JURÍDICOS E ORGANIZACIONAIS DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DA PARAÍBA	
Maria Helena Carvalho Costa Josevi de Sousa Carvalho Maria da Penha Medeiros Noemia Climentino Leite Carla Rocha Pordeus	
DOI 10.22533/at.ed.2272022073	
CAPÍTULO 4	35
ABORDAGENS METODOLÓGICAS PARA A RESTAURAÇÃO DE RIOS	
Jucimara Andreza Rigotti Lucia Helena Ribeiro Rodrigues	
DOI 10.22533/at.ed.2272022074	
CAPÍTULO 5	47
A INFLUÊNCIA DA DINÂMICA DAS MARÉS SOBRE O ZOOPLÂNCTON EM TRÊS PRAIAS DE CAMETÁ, PARÁ	
Elidineia Lima de Oliveira Mata Vitor Barbosa da Costa Kelli Garboza da Costa	
DOI 10.22533/at.ed.2272022075	
CAPÍTULO 6	61
ASPECTOS SEDIMENTOLÓGICOS DO RIO PARAGUAI NA ÁREA COMPREENDIDA ENTRE A MONTANTE DA PRAIA DO JULIÃO E A JUSANTE DO BARRANCO DO TOURO - MUNICÍPIO DE CÁCERES	
Bruno Ramos Brum Michelle do Espírito Santo Bertolino Fernando Guilert Pinheiro Borges Mauri Queiroz de Menezes Junior Carolina da Costa Tavares Célia Alves de Souza Ernandes Sobreira Oliveira Junior	
DOI 10.22533/at.ed.2272022076	

CAPÍTULO 7	71
DESAFIOS DA INSERÇÃO DE BACIAS DE DETENÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS NO MEIO URBANO DO MUNICÍPIO DE ARARAQUARA, SP	
Carolina Sulzbach Lima Peroni Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira	
DOI 10.22533/at.ed.2272022077	
CAPÍTULO 8	81
METODOLOGIA PARA A IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE CONTROLE DE VAZÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS NUMA BACIA HIDROGRÁFICA, EM ESPECIAL OS COM RESERVAÇÃO E INFILTRAÇÃO	
Vinicios Hyczy do Nascimento	
DOI 10.22533/at.ed.2272022078	
CAPÍTULO 9	91
MODELACIÓN HIDROLÓGICA DE LAS CUENCAS DE LOS RÍOS: YPANÉ Y JEJUÍ, UTILIZANDO HEC-HMS CON FINES DE PRONÓSTICOS HIDROLÓGICOS EN EL RÍO PARAGUAY	
Rosa del Rocío Aseretto Roger Monte Domecq Serrati Roberto Hiroshi Takahashi	
DOI 10.22533/at.ed.2272022079	
CAPÍTULO 10	106
CORRELAÇÃO ENTRE DOIS AVALIADORES DE DECLIVIDADE MÉDIA DO TALVEGUE PRINCIPAL DE 31 BACIAS NA REGIÃO DO MÉDIO TIETÊ	
André Luiz de Lima Reda Raul Victor Martins Julião de Oliveira Paulo Takashi Nakayama	
DOI 10.22533/at.ed.22720220710	
CAPÍTULO 11	118
MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS UTILIZANDO O HEC-RAS. ESTUDO DE CASO NO RIO IPANEMA	
Ariel Ali Bento Magalhães José Rodolfo Scarati Martins	
DOI 10.22533/at.ed.22720220711	
CAPÍTULO 12	129
ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO SÃO MIGUEL, BARÃO DE COCAIS - MG	
Vivian Aparecida de Oliveira Alicy Madeira de Souza Jeane de Fátima Cunha Brandão	
DOI 10.22533/at.ed.22720220712	
CAPÍTULO 13	142
QUALIDADE DA ÁGUA E CIDADANIA DA COMUNIDADE DE TOCOS 2 –GOVERNADOR MANGABEIRA, BAHIA	
Viviane Brandão Silva Leite	
DOI 10.22533/at.ed.22720220713	
CAPÍTULO 14	154
ESTUDO DE CASO DA RECUPERAÇÃO DA ENERGIA HIDRÁULICA INERENTE A OPERAÇÃO DA MACRO DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA	
André Schramm Brandão	

Paulo Henrique Holanda Pascoal
Ênio Pontes de Deus
Francisco Altanízio Batista de Castro Júnior

DOI 10.22533/at.ed.22720220714

CAPÍTULO 15 160

ANÁLISE DA VIABILIDADE AMBIENTAL E FINANCEIRA DA IMPLEMENTAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DE USO RACIONAL DA ÁGUA EM CAMPUS UNIVERSITÁRIO

Antônio José Cruz de Araújo
Êmele Rádna Rodrigues do Vale
Lívia Maria Pinheiro da Cunha
Maria Josicleide Felipe Guedes

DOI 10.22533/at.ed.22720220715

SOBRE A ORGANIZADORA..... 180

ÍNDICE REMISSIVO 181

CONTRIBUIÇÃO DOS USUÁRIOS DE DADOS (STAKEHOLDERS) PARA O PROJETO DA REDE HIDROMETEOROLÓGICA NACIONAL DE REFERÊNCIA – RHNR

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 06/05/2020

Ana Carolina Zoppas Costi

Departamento de Hidrologia – CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais)

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/6896320742851748>

Fabrcio Vieira Alves

Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica – ANA (Agência Nacional de Águas)

Brasília – DF

<http://lattes.cnpq.br/9080497275889314>

Diana Wahrendorff Engel

Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica – ANA (Agência Nacional de Águas)

Brasília – DF

<http://lattes.cnpq.br/2740805632710915>

Marcio de Oliveira Candido

Departamento de Hidrologia – CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais)

Rio de Janeiro – RJ

<http://lattes.cnpq.br/5047346180623940>

RESUMO: No ano de 2015, a Agência Nacional de Águas – ANA e a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM firmaram

Memorando de Entendimento (MoU) com o Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS, visando à capacitação técnica dos seus quadros sobre temas de interesse mútuo, entre eles, o tema “operação de redes hidrológicas”, buscando discutir os conceitos teóricos e os procedimentos operacionais necessários à modernização da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN). Entre as atividades previstas na cooperação foi realizada uma apresentação do novo desenho proposto para a rede nacional aos usuários dos dados gerados pela atual RHN para que validassem e opinassem sobre a proposta metodológica e os resultados preliminares. Neste trabalho é abordada a contribuição dos stakeholders sobre o conceito, os princípios e os benefícios da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência (RHNR), bem como em relação aos 6 (seis) objetivos gerais e 11 (onze) objetivos específicos definidos para seleção das bacias e rios a serem monitorados pela RHNR, de forma a fornecer dados de vazão dos rios “de alta confiabilidade” e “em tempo real” para subsidiar a gestão dos recursos hídricos no Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Planejamento de redes, usuários de dados e gestão de recursos hídricos.

CONTRIBUTION OF THE STAKEHOLDERS TO THE PROJECT OF THE NATIONAL REFERENCE HYDROMETEOROLOGICAL NETWORK - RHNR

ABSTRACT: In 2015, the National Water Agency (ANA) and the Geological Survey of Brazil (CPRM) signed a Memorandum of Understanding (MoU) with the United States Geological Survey (USGS), aiming at the technical training of its staff on topics of interest, among them, the theme “operation of hydrological networks”, seeking to discuss the theoretical concepts and operational procedures necessary for the modernization of the National Hydrometeorological Network (RHN). Among the activities foreseen in the cooperation was a presentation of the new draft proposed for the national network to the users of the data generated by the current RHN so that they validated and opined on the methodological proposal and the preliminary results. This paper discusses the stakeholders’ contribution to the concept, principles and benefits of the National Hydrometeorological Reference Network (RHNR), as well as the six general objectives and eleven specific objectives defined for the selection of basins and rivers to be monitored by RHNR in order to provide “high reliability” and “real-time” river flow data to support the management of water resources in Brazil.

KEYWORDS: Network planning, data users and water resource management.

1 | HISTÓRICO DA COOPERAÇÃO

Em fevereiro de 2014, foi realizado um evento previsto no contrato celebrado entre a Agência Nacional de Águas (ANA) e o Corpo de Engenheiros dos Estados Unidos (USACE), no qual cientistas do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) permaneceram no Brasil durante duas semanas compartilhando a experiência na operação de redes hidrológicas e fazendo uma análise da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN). O evento foi muito proveitoso aos técnicos da ANA, CPRM e de outras instituições e, ao final, os representantes do USGS apresentaram uma série de recomendações para melhoria dos aspectos técnicos, institucionais e culturais na gestão da RHN. Em março de 2015, CPRM e ANA decidiram assinar uma Carta de Entendimento com o USGS buscando a capacitação técnica dos seus quadros sobre operação de redes hidrológicas e ferramentas relacionadas à qualidade de água e estimativa de usos de recursos hídricos, prevendo a execução de três missões (duas nos EUA e uma no Brasil). Entre as atividades, foram realizadas duas missões em que técnicos brasileiros viajaram aos Estados Unidos para conhecer o trabalho na área de estudos interpretativos e, principalmente, para conhecer a forma de trabalho em diferentes aspectos da operação da rede hidrometeorológica americana.

Considerando o sucesso das atividades técnicas desenvolvidas no âmbito das ações da Carta de Entendimento, tendo sido demonstrados os resultados aos dirigentes públicos e, a partir disso, o grande potencial para avanços na gestão da RHN, foi identificada a necessidade estratégica de garantir uma parceria de longo prazo com a instituição

americana, por se tratar de uma referência internacional. Desta forma, em agosto de 2015, foi celebrado o Memorando de Entendimento (MoU) entre ANA, CPRM e o USGS. Trata-se de uma cooperação técnica abrangente, que vigorará por 10 anos (2015-2025), e abre espaço para projetos em áreas diversas, como: perigos naturais, avaliações de riscos e resiliência; recursos hídricos; informática e integração de dados. Desde o ano de 2016, foram celebrados três Anexos ao MoU, sendo: o Anexo I executado em 2016; Anexo II executado em 2017; e Anexo III em execução entre 2018 a 2020, nos quais são listadas as atividades a serem executadas dentro das seguintes partes integrantes: a) *design* e otimização de redes; b) treinamentos presenciais e *webinars*; c) sistemas de suporte à redes; d) qualidade da água; e e) estudos interpretativos.

A possibilidade de planejamento a longo prazo trouxe a oportunidade de realização do estudo para modernização da RHN (Rede Hidrometeorológica Nacional). Esse estudo foi organizado a partir da realização de *workshops* no ano de 2016 envolvendo a ANA, como agência coordenadora, a CPRM, como a operadora de 80% da RHN, e USGS. Com esse grupo de especialistas formado, foram estabelecidos os objetivos e critérios para representar o monitoramento hidrológico de interesse federal, sendo que tais conceitos foram apresentados aos principais usuários dos dados gerados pela RHN (*stakeholders*) e, ao final, foi definido o plano de implementação da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência (RHNR) a partir do ano de 2017.

2 | PLANEJAMENTO DA RHNR

Diante dos crescentes desafios enfrentados pelos órgãos competentes para a implementação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, Lei nº 9.433 de 1997 e, ainda, da necessidade de garantir o desenvolvimento científico e tecnológico na área de recursos hídricos, foi identificada a necessidade de aprimorar o monitoramento realizado na Rede Hidrometeorológica Nacional – RHN, com a reavaliação dos pontos monitorados; adequação das operações de campo; e incorporação de novas tecnologias.

O ato de planejar é, simultaneamente, o mais corrente na vida do ser humano e a mais sofisticada e delicada atividade da sociedade humana organizada. Se planejar a vida pessoal é o resultado quase inconsciente de um processo milenar de sobrevivência e adaptação ao meio, podendo ser responsável pelo sucesso ou satisfações, como também, pelos desapontamentos ou frustrações, o planejamento à escala da sociedade assume características qualitativas e quantitativas muito diferentes (Almeida, 1999). Em escala mundial dois fatores históricos tiveram grande importância na popularização do termo planejamento: o Primeiro Plano Quinquenal da antiga União das Repúblicas Soviéticas, decorrente da Revolução Russa em 1917, e o Plano Econômico dos Estados Unidos, decorrente da quebra da Bolsa de Nova York em 1929 (Almeida *et al.*, 1993).

Conforme Setti (1994), o planejamento pode ser definido como um procedimento organizado com vista a escolher a melhor alternativa para atingir determinado fim. Assim, pode-se considerar que o processo de planejamento, na sua acepção mais geral, desenvolve-se em uma sequência de etapas, dentre as quais se distingue a formulação de objetivos, diagnósticos, levantamento de dados, elaboração de planos alternativos, comparação de alternativas e, por fim, a decisão, a programação, a implementação e o controle. No conceito da ciência econômica, em que é bastante empregado, o planejamento é definido como a forma de conciliar recursos escassos às necessidades abundantes. Portanto, a necessidade de se constituir a RHNR baseia-se no dilema dos desafios atuais da gestão de recursos hídricos em comparação com a capacidade de entrega de dados hidrológicos pelos órgãos públicos. A demanda por informações sobre níveis e vazões de rios “em tempo real” e “de alta confiabilidade” tem aumentado com a intensificação das crises hídricas no Brasil. Desta forma, o estabelecimento de uma rede de referência consiste no esforço em otimizar recursos financeiros e humanos e, ainda, aprimorar a qualidade do dado disponibilizado à sociedade. Sendo assim, foram definidos durante o planejamento da RHNR o conceito, os princípios e os benefícios esperados, bem como os objetivos gerais e específicos e a lista de critérios para espacialização da demanda de interesse da União.

O conceito atual da RHN compreende o “*conjunto de estações hidrometeorológicas instaladas no território nacional, mantidas e operadas por entidades públicas e privadas, cujo dados gerados são disponibilizados gratuitamente ao público por meio do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)*”. Dentro desta rede, identificou-se a necessidade de estações que demandam uma operação diferenciada, uma vez que monitoram pontos estratégicos para atendimento do interesse da União. Portanto, estabeleceu-se o conceito de Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência - RHNR como: “*uma rede de estações hidrometeorológicas operadas em nível de excelência e com tecnologia de última geração, a fim de prover dados confiáveis, representativos e tempestivos, para conhecimento e gestão de recursos hídricos e pesquisa científica*” (ANA e CPRM, 2017). O desenho da RHNR adotou como metodologia o chamado “modelo de cobertura”, o mesmo utilizado no planejamento da rede americana dentro do *National Streamflow Information Program – NSIP*. E, assim como feito nos USA, no planejamento da RHNR considerou-se exclusivamente o desenho da rede fluviométrica - estações com dados de nível e vazão, tendo sido estabelecido como princípios: *padronização da coleta e disponibilização de dados; gratuidade e transparência no acesso aos dados; acessibilidade para uso em um curto espaço de tempo; centralidade de arquivamento para uso futuro; garantia da qualidade do dado; e imparcialidade, objetividade e alta qualidade do dado*.

Na aplicação do “modelo de cobertura” um objetivo ou um conjunto de objetivos é estabelecido e um conjunto de estações é selecionado para atendimento a cada um

destes objetivos, usando uma métrica de desempenho para avaliar a cobertura nacional. Portanto, o mencionado modelo de cobertura trata o projeto de uma rede como um problema de locação de estações para atendimento aos objetivos previamente definidos, sendo que a inclusão ou exclusão de um objetivo particular corresponde a inserção ou retirada de um conjunto de estações (USGS, 2004). Os objetivos gerais definidos da RHNR podem ser verificados na Tabela 1.

Nº	Objetivos Gerais
1	Transferências e Compartilhamentos Interestaduais e Internacionais
2	Eventos Hidrológicos Críticos
3	Balanços e disponibilidades hídricas
4	Mudanças e tendências de longo prazo
5	Qualidade da água
6	Regulação dos Recursos Hídricos

Tabela 1 – Objetivos gerais a serem atendidos pela RHNR

A partir de cada um dos objetivos gerais foram definidos objetivos específicos (11), conforme pode ser verificado na Tabela 2, e, ainda, critérios (19) para a seleção das bacias e rios a serem monitorados.

Nº	Objetivos Gerais	Nº	Objetivos Específicos	Nº	Objetivos Gerais	Nº	Objetivos Específicos
1	Transferências e Compartilhamentos Interestaduais e Internacionais	1.1	Esse monitoramento visa conhecer as vazões de troca entre estados e do Brasil com países vizinhos	4	Mudanças e tendências de longo prazo	4.1	Esse monitoramento visa dar suporte aos estudos de regionalização de vazões e a estudos sobre integração de águas superficiais e águas subterrâneas
		1.2	Esse monitoramento visa conhecer as vazões compartilhadas em trechos de rios que fazem fronteira ou divisa entre estados			4.2	Esse monitoramento visa identificar a ocorrência de mudanças climáticas no país
						4.3	Esse monitoramento visa identificar tendências hidrológicas de longo prazo no país
2	Eventos Hidrológicos Críticos	2.1	Esse monitoramento visa obter dados hidrológicos de interesse para o acompanhamento e a previsão de eventos de inundação em bacias críticas	5	Qualidade da água	5.1	Esse monitoramento visa fornecer dados de vazão complementares ao monitoramento de qualidade de água
		2.2	Esse monitoramento visa obter dados hidrológicos de interesse para o acompanhamento de eventos de estiagem em açudes e rios				
3	Balanços e Disponibilidades hídricas	3.1	Esse monitoramento visa atender à demanda por dados de balanço hídrico em bacias hidrográficas do país, requeridos para a formulação de planejamentos e políticas públicas	6	Regulação e Planejamento dos Recursos Hídricos	6.1	Monitoramento em trechos de rios e reservatórios de domínio da União em suporte à atividade regulatória e fiscalizatória da ANA
						6.2	Monitoramento das vazões de rios que interessam ao desenvolvimento setorial

Tabela 2 – Objetivos específicos a serem atendidos pela RHNR

Com a aplicação dos critérios sobre a base hidrográfica otocodificada do país, foram obtidos os totais preliminares de pontos a serem monitorados relativos a cada um dos seis objetivos. Obteve-se uma demanda total de 3.374 trechos de cursos d'água (representados por pontos no mapa), conforme Figura 1. Entretanto, por essa metodologia

são obtidos números de pontos que se sobrepõem em um mesmo trecho de rio. Portanto, o próximo passo foi a eliminação dessas sobreposições, de forma a transformá-las em pontos de monitoramento que atendem a mais de um objetivo. Como resultado da análise de sobreposição foram obtidos os trechos de rios que atendem a múltiplos objetivos, dando uma ideia dos possíveis locais de maior importância, uma vez que pode atender vários grupos de usuários de dados, como por exemplo, estudos de disponibilidade hídrica e regulação dos recursos hídricos. O resultado foi a obtenção de 2.831 trechos de cursos d'água.

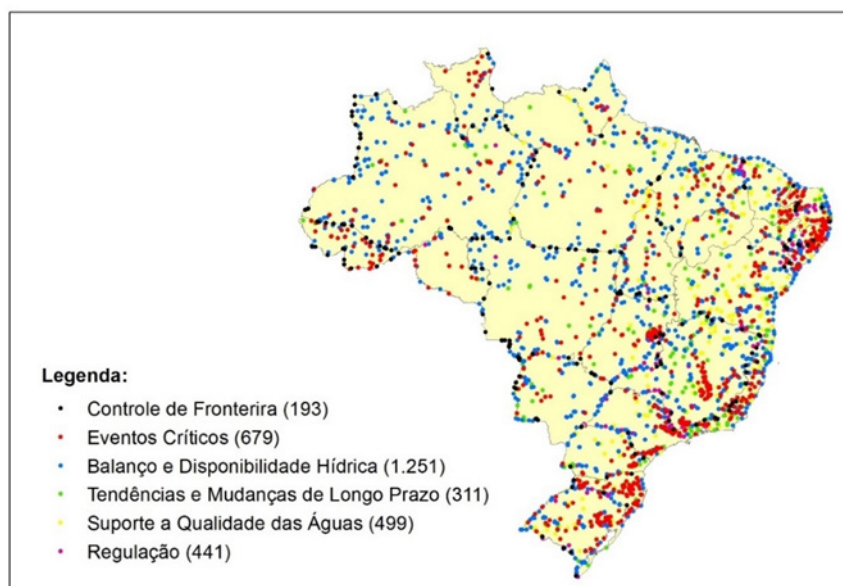


Figura 1 – Resultados da aplicação dos 6 objetivos (3.374 trechos de rios).

Importante registrar que essa demanda federal contempla 1.047 cursos d'água (rios) da base hidrográfica otocodificada, sendo que o interesse federal não fica restrito somente aos rios de seu domínio, mas também em rios de domínio estadual, como no caso da demanda do objetivo 3, balanço hídrico, que representa um olhar sobre a disponibilidade hídrica em todas as bacias hidrográficas com foz marítima e área de drenagem maior do que 2.000 km². A partir do resultado obtido com a definição dos trechos de rios a serem monitorados a partir dos seis objetivos e seus respectivos critérios de locação, partiu-se para a comparação com os pontos de monitoramento existentes e integrantes da atual RHN sob responsabilidade da ANA, em torno de 1.800 estações fluviométricas. Essa análise levou à conclusão sobre a existência de 865 trechos nos quais há monitoramento e 1.626 trechos em que há carência de monitoramento, Figura 2.

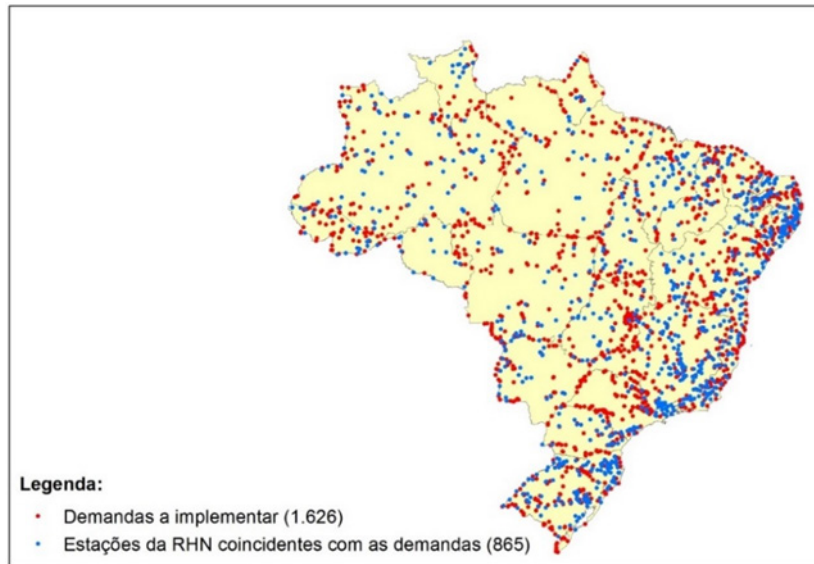


Figura 2. Mapa das estações existentes que conferem com a RHNR e demandas não atendidas.

3 | CONSULTA AOS USUÁRIOS (STAKEHOLDERS)

A tomada de decisão é de fato parte integrante da vida cotidiana. Mas é também uma atividade intrinsecamente complexa e potencialmente uma das mais controversas, em que temos naturalmente que escolher não apenas entre possíveis alternativas de ação, mas também, entre pontos de vista e formas de avaliar essas ações. Enfim, temos que considerar toda a multiplicidade de fatores, direta e indiretamente, relacionados com a decisão a tomar (Bana e Costa, 1988). No geral, reconhecem-se dois processos alternativos de tomada de decisão: *o intuitivo e o formal*. O primeiro deles é heurístico, adapta condições do entorno e sua apresentação é mental, ao contrário do segundo que está baseado na matemática e proposição lógica; este último caso cai, portanto, no âmbito científico (Smith, 1993).

O processo de apoio à tomada de decisão divide-se em duas fases fundamentais, que são diferenciadas, porém, intrinsecamente ligadas. A primeira fase pode ser apresentada como uma etapa de análise do caso em estudo, e conforme Bana e Costa (1988), condiz com a identificação, caracterização e hierarquização dos principais atores envolvidos e à explicitação das alternativas de decisão potenciais, que se pretendem comparar entre si, em termos dos seus méritos e desvantagens relativos, face a um conjunto de critérios de avaliação, definidos nesta fase de acordo com o ponto de vista dos atores. A segunda fase do processo consiste em uma etapa de síntese, cuja finalidade é dar “transparência” à escolha, podendo recorrer à aplicação de métodos multicriteriais para apoiar a modelagem das preferências dos autores e a sua agregação. Portanto, o Grupo de Trabalho (GT) ANA, CPRM e USGS, de posse dos resultados preliminares, seguiu para a fase de consolidação da proposta da RHNR: a apresentação dos resultados preliminares aos diferentes *stakeholders*. A proposta foi oferecer a oportunidade de contribuir com

ideias para o desenho da RHNR. Assim, o GT convidou representantes de diferentes setores para apresentar os objetivos, critérios e a abordagem científica.

Considerou-se que a ocasião de formulação do desenho da RHNR representava o momento adequado para dar conhecimento e receber proposições em relação à solidez e abordagem adotada. Os participantes foram divididos por setores formando-se os 9 (nove) grupos, Tabela 3.

Dessa forma, após a apresentação do projeto, os participantes receberam as seguintes perguntas:

1. *Como você vê os 6 objetivos gerais em relação às necessidades federais de uma rede nacional de monitoramento?*
2. *Na sua opinião, em uma escala de 1 a 6, qual seria a ordem de importância de cada objetivo geral? Sendo 1 o mais importante e 6, o menos importante.*

Grupo	Setor	Entidades	Grupo	Setor	Entidades	Grupo	Setor	Entidades
1	Defesa Civil e Meteorologia	CENAD	4	Órgãos Gestores (Estados do Nordeste)	APAC-PE	7	Setor Elétrico	ANEEL
		CEMADEN			SEMACE			ABRAGE
		INMET			COGERH			
					FUNCEME			
2	Órgãos Gestores Transfronteiriços	SEMA-AC	5	Órgãos Estaduais (outras partes do país)	IGAM	8	Navegação e Irrigação	DNIT
		SEMA-RS			INEA			CODEVASF
		SEMA-MT			DAEE			
		UFAM			CETESB			
3	Empresas de Saneamento	SABESP	6	Operadores de Redes	EPAGRI	9	Órgãos Ambientais Federais	IBAMA
		SANEPAR			ÁGUAS PARANA			ICMBIO

Tabela 3 – Participantes da consulta sobre o projeto da RHNR divididos por setores usuários de dados.

4 | RESULTADOS

Após as apresentações os stakeholders tiveram a oportunidade de comentar o estudo em termos gerais, assim como apresentar ao GT suas dúvidas, críticas, sugestões e discutir a respeito da proposta da Rede de Referência em termos gerais e específicos de cada setor. Uma vez que as discussões estavam finalizadas os stakeholders responderam as duas perguntas do questionário e entregaram ao GT para análise e contabilização da ordem de importância dada pelos entrevistados a cada um dos objetivos apresentados (pergunta 2). De posse dessas respostas, os pesos atribuídos pelos stakeholders aos objetivos foram somados e divididos pelo total, de forma a obter-se a porcentagem de importância dada a cada objetivo. Esse cálculo apresentou o resultado demonstrado na Figura 3.

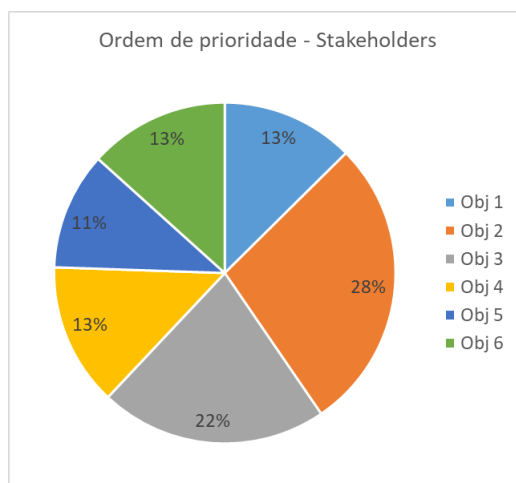


Figura 3 – Prioridade dada pelos stakeholders aos 6 objetivos da RHNR.

É possível verificar que, na opinião dos *stakeholders*, a maior importância relativa seria por trechos com o objetivo de acompanhamento de eventos hidrológicos críticos (objetivo 2), com 28%. Já o objetivo de monitoramento para fins de balanço e disponibilidade hídrica (objetivo 3) está em segundo lugar. Pela consulta aos usuários observa-se também que possuem a mesma ordem de prioridade, estando em terceiro lugar, os objetivos 1, 4 e 6, transferências e compartilhamentos, mudanças de longo prazo e regulação, respectivamente. Já o objetivo 5, de monitoramento de vazões para dar suporte às análises de qualidade da água, foi classificado como o de menor prioridade. A Figura 4 apresenta um detalhamento da avaliação dada a cada um dos 6 objetivos por cada setor de usuários.

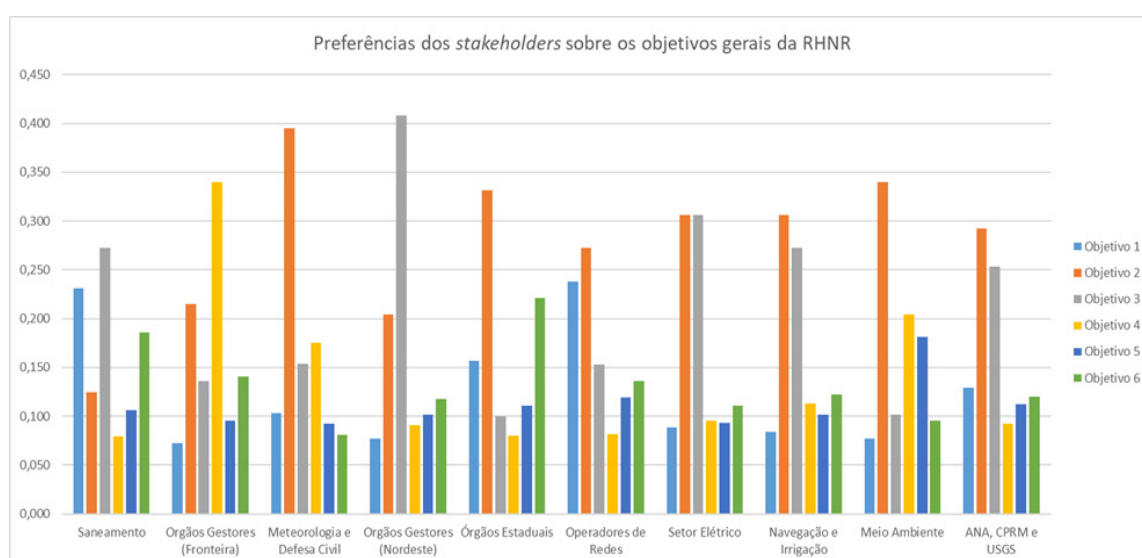


Figura 4 - Avaliação de cada objetivo de monitoramento realizada pelos setores usuários dos dados.

A análise dos resultados apresentados pelas figuras 3 e 4 fornece dados importantes sobre a visão dos setores usuários em relação às informações que podem ser geradas por cada objetivo monitorado. Avaliando cada um dos objetivos em relação aos setores

de maior interesse no seu respectivo monitoramento, é possível verificar que o objetivo 1 – *Transferências e Compartilhamentos Interestaduais e Internacionais*, tem os maiores interessados nos setores de saneamento, órgãos estaduais e operadores. No caso dos operadores, há interesse nesse objetivo especificamente no caso de atores como o Instituto Águas Paraná, que atua em bacia de fronteira internacional, o que provoca uma necessidade iminente em conhecer dados transfronteiriços para a operação e gestão da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, nesse caso, que faz fronteira com o Paraguai. Já os setores de saneamento e órgãos estaduais tem interesse na garantia da disponibilidade de dados referentes as transferências e compartilhamentos entre estados.

Eventos Hidrológicos Críticos, definido como objetivo 2, tem como maiores interessados os setores de meteorologia e defesa civil, no primeiro lugar, por objetivos lógicos. Somente o monitoramento com foco na geração de dados de eventos de cheias e estiagens pode assegurar que esses atores terão condições de alimentar modelagens hidrológicas que permitirão a previsão de informações para a gestão das situações de crise e, conseqüentemente, acionar os órgãos subsequentes para a tomada das ações seguintes, como o trabalho de aviso e manejo das populações atingidas que é realizado pela Defesa Civil.

Em relação ao objetivo 3 - *Balanços e Disponibilidades hídricas*, os órgãos gestores do Nordeste, setor elétrico, saneamento, irrigação e navegação tem sua dependência nos dados gerados por esse objetivo. É evidente que a garantia desses dados é imprescindível para essa gama considerável de setores que, pode-se dizer, representam historicamente o caminho de crescimento da RHN do país. A declaração desse objetivo de monitoramento, assim como seus critérios de locação dos trechos de rios a serem mantidos pela RHNR apenas reforça que o impulso natural de criação e desenvolvimento da RHN ao longo dos anos é autêntico e, além disso, deve ser mantido e garantido por meio do registro claro desse objetivo dentro do projeto.

O objetivo 4 - *Mudanças e Tendências de Longo Prazo* traz consigo os interesses dos órgãos gestores de fronteira, meio ambiente, meteorologia e defesa civil, sendo que pode-se verificar nas contribuições, a preocupação comum com o monitoramento de áreas preservadas como fonte de informação para estudos de impacto ambiental prévio, porém também posterior aos empreendimentos localizados próximos ou não das fronteiras do país, como a construção de usinas hidrelétricas de diferentes portes. O setor de meio ambiente, operadores de rede e o GT, foram os grupos que indicaram maior interesse no objetivo 5 - *Qualidade da Água*. Vale complementar que esse objetivo teve 11% do interesse dos *stakeholders* em relação dos demais (Figura 3). Tal resultado é explicado pelo fato de que o monitoramento padrão utilizado na RHN e previsto na RHNR é apenas a medida dos cinco parâmetros básicos de qualidade da água: pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. Por conseqüência, apesar de se esperar que setores como saneamento tivessem nesses dados grande parte de seu interesse,

não é o que se observa na realidade, uma vez que os dados de qualidade da água gerados pela RHN não são suficientes para esses atores. Entretanto, o monitoramento dessas variáveis deve ser garantido pois, por sua distribuição espacial e série histórica constituem informações primárias importantes para a detecção e estudo de eventuais medidas incomuns na qualidade da água nos cursos d'água monitorados.

Finalmente o objetivo 6 - *Regulação e Planejamento dos Recursos Hídricos*, apresentou como principais interessados os órgãos estaduais, saneamento e órgãos gestores transfronteiriços, pela lógica necessidade de regulação e gestão de conflitos de toda a ordem. A capacidade de regular o uso da água no semiárido é necessidade básica que deve ser suprida pelo monitoramento garantido por esse objetivo. Em ordem diferente de urgência, porém não menos importante está a relevância que a regulação tem para o setor de saneamento, que também convive com problemas de conflito de uso e necessita da garantia promovida pela regulação para uma boa gestão da captação e distribuição da água à população. A regulação também é fator primordial para os órgãos gestores transfronteiriços, uma vez que dela depende a possibilidade de monitorar e tomar ações no sentido de garantir o balanço hídrico adequado nas fronteiras do país.

5 | CONCLUSÕES

A necessidade de racionalizar o monitoramento hidrometeorológico e prepará-lo para fornecer dados necessários para a solução de problemas de gestão cada vez mais complexos, torna a otimização da RHN uma questão estratégica para o país. Espera-se com isso, dentre outros aspectos, melhorar a resposta aos eventos de inundações e estiagens; aumentar a confiabilidade dos dados, permitindo análises hidrológicas regionais mais precisas; garantir a implementação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e, ainda, o desenvolvimento de obras hídricas com melhor relação de custo *versus* benefício.

Desta forma, foi valiosa a participação de grupos de usuários de dados da atual RHN na validação da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência – RHNR, por meio da análise do método desenvolvido para estabelecer a demanda e, ainda, na definição da importância de cada objetivo. É fundamental para o sucesso de uma rede que ela atenda aos anseios dos seus usuários, seja na sua representatividade espacial ou temporal, seja na confiabilidade dos dados. Portanto, após a apresentação do projeto e a consulta aos *stakeholders*, as respostas obtidas corroboraram com os resultados apresentados pela metodologia utilizada no desenho da RHNR. Todos os setores concordaram com os objetivos gerais e específicos definidos, não tendo sido sugerido nenhum objetivo adicional. Foram sugeridas alterações em alguns dos critérios adotados para espacializar a demanda federal, que foram acatados e implementados pelo GT ANA, CPRM e USGS. Algumas instituições apresentaram preocupação com a manutenção de dados pluviométricos no

desenho da RHNR. Na percepção desses atores a chuva é percebida no dia-a-dia pela sociedade, logo, a sua inclusão pode garantir visibilidade ao projeto, sendo essa sugestão acatada pelo GT. Além disso, entenderam que a rede federal deve ser complementada por redes estaduais e de interesse específico. Em relação a isso, chegou-se ao consenso de que os princípios da rede federal (padronização, imparcialidade, dentre outros) devem ser aplicados às demais redes de forma a possibilitar a busca por outras fontes de recurso e capacidade operacional.

A Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência - RHNR encontra-se em implementação desde 2017, por meio da atuação da CPRM e ANA, supervisionada pelo USGS, contando atualmente com mais de 230 estações em operação, com monitoramento automático e telemetria via satélite GOES, com visitas preventivas de dois em dois meses, e corretivas em até 7 dias, curvas-chave estabelecidas, e séries de dados de nível e vazão disponibilizadas por meio do Sistema HIDRO-TELEMETRIA. A seleção das estações da RHN adaptadas para operarem como RHNR, cem a cada ano, com previsão de 500 até o final de 2021, tem levado em conta a importância definida pelos grupos de *stakeholders*. Uma revisão do planejamento da RHNR está prevista para o ano de 2020, onde poderá ser aperfeiçoada a metodologia desenvolvida pelo GT.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, J. R. (1993). *Planejamento ambiental: Caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum. Uma necessidade. Um desafio*. 1 ed. THEX. Rio de Janeiro. 176p.

ALMEIDA, A. B. (1999). *Reflexões sobre o planejamento da água e a situação actual portuguesa*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 4, n. 4, p. 5-16.

ANA & CPRM. (2017) *Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência – RHNR. Relato do planejamento da RHNR e a definição das estratégias de implementação para os próximos anos (5 anos)*. Grupo de Trabalho ANA-CPRM, Portaria ANA nº 151, de 31 de março de 2016. Brasília.

BANA e COSTA, C. (1988). *Introdução geral às abordagens multicritério de apoio à tomada de decisão. Investigação Operacional*. v. 8, n. 1, p. 117 – 139.

SETTI, A. A. (1994). *A necessidade do uso sustentável dos recursos hídricos*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 344 p.

SMITH, R. (1993). *Decisiones con múltiples objetivos e incertidumbre*. Universidad Nacional de Colombia. 354 p.

USGS. (2004). *Assessing the National Streamflow Information Program*. Washington, DC. doi: 10.17226/10967 disponível em http://water.usgs.gov/nsip/nasreport/es/NRC_Report.pdf.

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RECURSOS HÍDRICOS: MODELO HIDRO ECONÔMICO DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 03/04/2020

William Dantas Vichete

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
– Departamento de Hidráulica e Eng. Ambiental
São Paulo, São Paulo

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

Arisvaldo Vieira Mélo Júnior

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
– Departamento de Hidráulica e Eng. Ambiental
São Paulo, São Paulo

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7110-3128>

RESUMO: levando em consideração a bacia hidrográfica como a unidade de planejamento e que os recursos hídricos são os motores do desenvolvimento, a gestão sustentável dos recursos hídricos pode apresentar impactos significativos na alocação de água. A utilização de um modelo hidro econômico de alocação de água permite incluir parâmetros econômicos na otimização da alocação de água. Também é possível avaliar os instrumentos de cobrança de uso da água e as tarifas cobradas aos usuários finais pelas companhias de saneamento. O modelo hidro econômico de alocação de água, operacionalmente, apresentou uma melhor

redistribuição do fornecimento de água para as vazões demandadas para abastecimento urbano. É possível observar o aumento do benefício social, permitindo uma melhor fruição deste recurso natural para a sociedade. Com a utilização desse tipo de modelo de otimização, torna-se possível a incorporação de mais instrumentos de gestão, assim como definido na Política Nacional de Recursos Hídricos, como a outorga de direito de uso da água e a cobrança pelo uso da água. Esse tipo de modelo de alocação se apresenta eficiente e deve passar por melhorias para a incorporação de análises multi-objetivos na alocação de água, levando em consideração a prioridade de atendimento e a curva de demanda por água para cada setor usuário.

PALAVRAS-CHAVE: sustentabilidade, otimização, alocação, água, Hidro-econômico.

SUSTAINABLE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES: HYDRO-ECONOMIC MODEL TO WATER ALLOCATION

ABSTRACT: considering the hydrographic basin as the planning unit and which water resources are the engines of development, sustainable water resource management can be optimized the water allocation. The hydro-

economic models allow to include economic aspects in the optimization of water allocation. It is also possible to evaluate the water charge instruments and tariffs charged by the end-users from the sanitation companies. The hydro-economic models to water allocation, operationally, presents a better redistribution of water supply for urban supply. It is possible to observe an increase of the social benefit, allowing better fruition of this natural resource for society. With the use of this type of optimization model, it becomes possible to incorporate more management instruments, as defined in the National Water Resources Policy of Brasil, such as a grant of use for the water and a charge for water use. This type of allocation model is efficient and should be improved to incorporate multiple objectives in the allocation of water, taking into account the priority of service and a water demand curve for each user sector.

KEYWORDS: sustainable, optimization, allocation, water, hydro-economic.

1 | INTRODUÇÃO

Em uma condição de múltiplos usos da água, 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 vazões demandadas 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, De Carvalho (2009). Os sistemas de otimização de alocação de água se apresentam como uma importante ferramenta para a gestão sustentável dos recursos hídricos, promovendo uma análise abrangente e generalista à medida que os modelos de otimização passam a levar em consideração os aspectos quantitativos, qualitativos, econômicos, sociais e ambientais.

Nas questões de alocação de água, existem softwares como Resource Allocation Model (REALM), Sistema de apoio a decisão espacial (SADE) e Global Hydro-economic Model (GHeM) – (Perera *et. al*, 2005; James e Kularathna, 2005; De Moraes *et. al*, 2015 e Kahil, 2016). Esses modelos, como no caso do REALM, não possui um módulo de análise hidro-econômico, enquanto o SADE possui esse módulo, porém foi desenvolvido em uma plataforma que possui um custo de implantação. O modelo GHeM apresenta um modelo global de consumo de água e otimização dos benefícios econômicos, sendo utilizado para questões globais de alocação. Por sua vez, Lopez (2017) desenvolveu um modelo econômico espacial para a análise da alocação de água com transferência de vazões entre duas regiões. Niayifar e Perona (2017) avaliaram as questões da vazão demandada para geração de energia e vazão ambiental a jusante de usinas hidroelétrica por meio de algoritmos evolutivos com multi-objetivos para buscar a melhor eficiência (ótimo de Pareto) entre essas duas demandas. Mohor e Mendiondo (2017) desenvolveram uma análise de indicadores de sustentabilidade para previsão de um fundo de seguro que uma comunidade pagaria para cobrir eventuais déficits hídricos. Já a queda na produção

agrícola, a redução da renda e o aumento do desemprego foram constatadas em um modelo de alocação de água por Roobavannan (2017).

Esse tipo de análise se torna importante pois a demanda mundial de água deve aumentar em 55% até 2050 devido ao aumento populacional e respectivamente as necessidades de produção, geração de energia e consumo humano; ainda é previsto que em 2030 haverá um déficit hídrico de até 40%, Connor (2015). A utilização de tecnologias de gestão de sistemas de abastecimento e mecanismos de uso racional, permite uma melhor alocação da água, inclusive com a conciliação da necessidade de preservação dos ativos ambientais a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Os diversos modelos de otimização da alocação de água em muitos casos são elaborados para questões específicas. Em busca de ferramentas gratuitas e que possuem a incorporação de curvas de demandas por água, foi identificado o AcquaNet. Nesse capítulo é apresentado que o modelo hidro-econômico de alocação de água considerado resultou em uma melhor eficiência na alocação da água, despachando água de forma mais igualitária entre as vazões demandadas para abastecimento urbano, o que por sua vez pode ser entendido como a promoção do aumento do benefício social, em outras palavras, a redução da escassez para abastecimento urbano.

2 | METODOLOGIA

A utilização de modelos hidro-econômicos para otimização da alocação da água busca considerar os aspectos econômicos e a sua importância para as necessidades produtivas que necessitam atender as demandas de produção para a população atual e futura, incluindo o desenvolvimento econômico (Harou *et. al*, 2009 e Heinz *et. al*, 2007). Esses modelos estão sendo utilizado no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos para o desenvolvimento de novas políticas públicas e para a operação das infraestruturas de recursos hídricos (Lund e Ferreira, 1996; Watkins Jr e Moser, 2006; Ward e Pulido-Valazquez, 2008 e Maneta, 2007). Os modelos hidro-econômicos de alocação são normalmente utilizados para fornecer suporte a tomada de decisão principalmente em períodos de escassez hídricas, esses modelos também são utilizados em regiões que possuem um elevado desenvolvimento econômico, que torna-se altamente dependente do gerenciamento da alocação da água (Jenkins, 2004; Pulido-Valázquez *et. al*, 2006).

Destaca-se que Harou (2009) analisou mais de 80 modelos hidro-econômicos e listou as melhores aplicações de cada um. Resumidamente esse autor também conseguiu observar as principais limitações e desafios no desenvolvimento desse tipo de modelo. Os modelos hidro-econômicos de alocação de água têm implicações em políticas econômicas, políticas públicas e são utilizados em diversas áreas: (i) Operação e expansão da infraestrutura; (ii) Alocação de água e impacto no mercado econômico; (iii) Planejamento

com base em mudanças climáticas; (iv) Desenvolvimento de políticas institucionais para alcançar objetivos sociais, ambientais e econômicos; (v) Análises de impactos de políticas econômicas; (vi) Base para legislação e regulações.

Nesse capítulo, foi considerado o SSD AcquaNet que foi inspirado no modelo de rede de fluxo denominado ModSim, Porto (2006), desenvolvido por Labadie (1990, 1993 e 1995). Os modelos de rede de fluxo fazem parte de uma classe de modelos de simulação que possuem um algoritmo de otimização, Porto e Azevedo (1997). O SSD AcquaNet utiliza o algoritmo out-of-Kilter, que é uma variação do método simplex e utiliza a técnica prima-dual para minimizar os custos na rede de fluxo representada por nós e arcos, Labsid (2013).

O SSD AcquaNet desenvolvido pelo Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisão do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (LABSID), na sua versão de 2007 v 3.16 possui um módulo econômico de alocação de água proposto por Baltar (2001), esse módulo tem-se apresentado eficiente nas questões de alocação de água em sistemas complexos de abastecimento urbano sob uma ótica da gestão sustentável dos recursos hídricos. A seguir é apresentado a metodologia do cálculo da otimização do modelo considerado.

2.1 Metodologia da Otimização da Alocação

A otimização da rede de fluxo é dada conforme uma função objetiva de minimização dos custos da rede (equação 1).

$$\min \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N C_{ij} x Q_{ij} \quad (1)$$

A função objetiva a ser otimizada corresponde ao custo, onde esse custo é determinado pela prioridade de atendimento a demanda (módulo de alocação) e no caso do modelo hidro econômico, corresponde a um valor que é dado pela curva de demanda por água da respectiva demanda (setor de consumo), ou seja, esse custo é variável conforme a vazão fornecida pelo SSD.

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

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

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

Onde: Q_{ij} = vazão que transita do nó j; C_{ij} = custo ou prioridade da unidade de vazão

que transita entre os nós i e j , N = número total de nós de rede; I_{ij} = limite inferior da vazão no arco ij ; S_{ij} = limite superior da vazão no arco ij e I_j = conjunto de todos os nós com arcos que terminam no nó j ; $i \in I_j$ significa que todos os nós i sejam elementos do conjunto I_j ; e O_j = conjunto de todos os nós com os arcos que se originam no nó j .

No módulo de alocação, a prioridade de atendimento é definida pelo usuário e será considerado como o custo entre o nó I, J . A prioridade pode variar de 1 a 99 ($OPRP_i$), sendo 1 a maior prioridade de atendimento. Esse custo é inserido pelo usuário e é calculado no SSD pela equação 4.

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

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

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

Em outros termos, o custo será correspondente ao arco econômico oriundo da curva de demanda econômica por água, referente a cada unidade faixa de vazão (Figura 1).

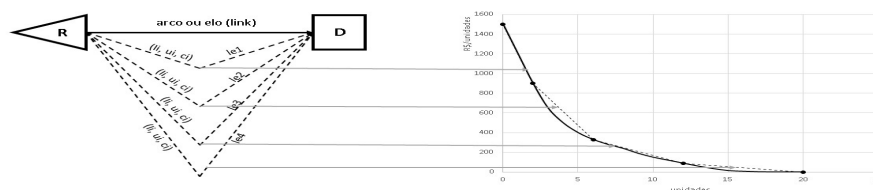


Figura 1 - Arcos econômicos, representando trechos linearizados da curva de demanda

Onde: l_i é a capacidade mínima do link (m^3/s); u_i é a capacidade máxima do link (m^3/s); c_i é o custo mínimo para a faixa respectiva da curva de demanda ($R\$/m^3 \cdot s^{-1}$); B_i é o benefício.

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

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

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

A construção das curvas de demanda econômica e/ou de benefícios econômicos marginais possui o seu embasamento na economia e valoração de bens e serviços ambientais, oriundos da economia ambiental.

2.2 Demanda urbana por água

A demanda por água possui características específicas e uma elevada complexidade para a sua determinação. Cabe ressaltar que há uma diferença entre a demanda física por água (vazão demandada) e a demanda por água. A demanda física por água corresponde a quantidade física desse elemento para suprir o consumo dos setores usuários, enquanto que a demanda econômica por água (doravante denominada demanda por água) representa a resposta do consumidor (seja os usuários finais ou empresas de saneamento, indústrias, setor agrícola, entre outros) em relação a variação do custo unitário do bem¹. A determinação de uma curva de demanda econômica por água para o consumo urbano possui seu embasamento na valorização de bens e serviços ambientais oriundos da economia ambiental Nogueira e Medeiros (1998). A Figura 2 apresenta uma curva de demanda por água.

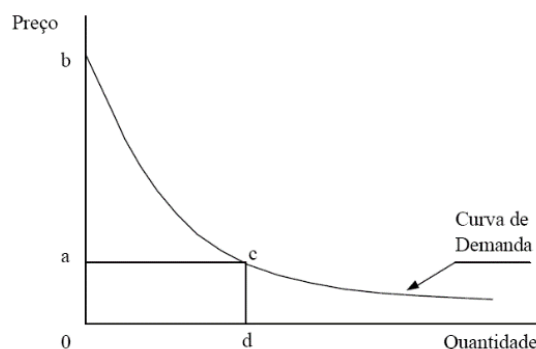


Figura 2 - Curva de Demanda (fonte: Baltar, 2001)

Na construção da curva de demanda por água, a elasticidade² do consumo é importante para se definir a relação que os consumidores possuem com a variação de preço de cada unidade do bem, nesse caso, a água. De acordo com James e Lee (1971) a elasticidade é muito mais elástica em climas úmidos do que em climas áridos, mas o

1 Alguns estudos econométricos já apontaram que por questões de simplificações, essas curvas podem possuir uma forma linear e no caso dos recursos hídricos (Ruijjs *et. al*, 2008), devido a água não possuir nenhum substituto, a resposta do consumidor pode ser incerta (Olmstead *et. al* 2007 e Olmstead 2009).

2 Elasticidade do consumo ou do preço na demanda é um conceito econômico que visa medir a variação percentual na quantidade demandada de um bem ou serviço, para a sua respectiva variação percentual no preço de cada unidade, Marshall (1961).

preço tem um efeito significativo no uso da água em qualquer tipo de região. Do ponto de vista de uma curva de demanda urbana por água, a elasticidade pode fornecer aspectos quanto à sensibilidade no consumo com a variação do preço da água, Foster e Beattie (1979). A utilização de curvas de demanda por água deve ser utilizada com precaução, visto que questões regionais e culturais podem afetar a construção desse tipo de curva, o que pode acarretar em uma resposta incerta da demanda em relação a variação do preço, Olmstead *et al* (2007) e Olmstead (2009).

Por exemplo, Scheich e Hillenbrand (2009) avaliaram que na Alemanha, os totais de chuva não afetam o consumo de água e sim os padrões de chuva, enquanto a temperatura não apresentou impacto algum na demanda, resultando em uma elasticidade do preço da água igual a -0,24. Entretanto na Região Metropolitana de São Paulo, Ruijs *et al* (2008) avaliaram a demanda de água sob uma função de modelos de preços médios e marginais que resultou em uma elasticidade do preço da água entre -0,45 e -0,50, utilizando dados de consumo, tarifa cobrada para os usuários, temperatura e precipitação.

A determinação de uma curva de demanda por água por meio de estudos econométricos é complexa pois a água não possui um substituto e possui uma variação de preço muito baixa, Olmstead (2009). No caso do Brasil, a variação de preço no âmbito da cobrança pelo uso da água é quase inexistente e para as tarifas aplicadas pelas companhias de saneamento, são variações que compensam custos supervenientes ou apenas a correção da inflação, não havendo um aumento do valor real. A Figura 3 apresenta uma curva de demanda hipotética utilizada em um estudo de caso hipotético para ilustração dos resultados.

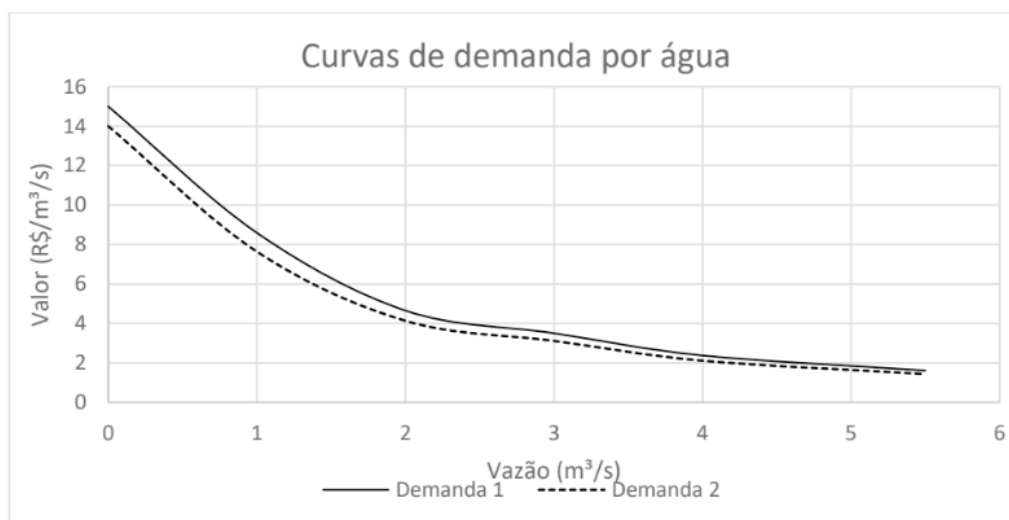


Figura 3 – curva de demanda por água hipotética utilizada.

Para ilustrar a otimização da alocação de água a partir de um modelo hidro econômico de alocação é apresentado a seguir um estudo de caso hipotético.

2.3 Estudo de Caso Hipotético

Na a otimização de uma rede de fluxo por meio de um modelo hidro econômico foi considerado uma situação hipotética onde um reservatório que regulariza água para duas regiões urbanas e que possuem a mesma vazão demandada de água para consumo urbano. Os cenários avaliados foram:

Cenário 1: simular um reservatório que oferta água para dois municípios com a mesma demanda física por água com a mesma prioridade e considerando uma vazão afluente com um período longo de estiagem;

Cenário 2: idem ao cenário 1, mas utilizando o módulo de análises econômicas por meio da utilização de duas curvas de demanda por água diferentes (uma para cada região urbanizada).

A análise considerou o período entre os anos de 2000 e 2019, totalizando um período de 20 anos. As Figura 4 e Figura 5 apresenta uma ilustração simplificada dos cenários a serem otimizados.

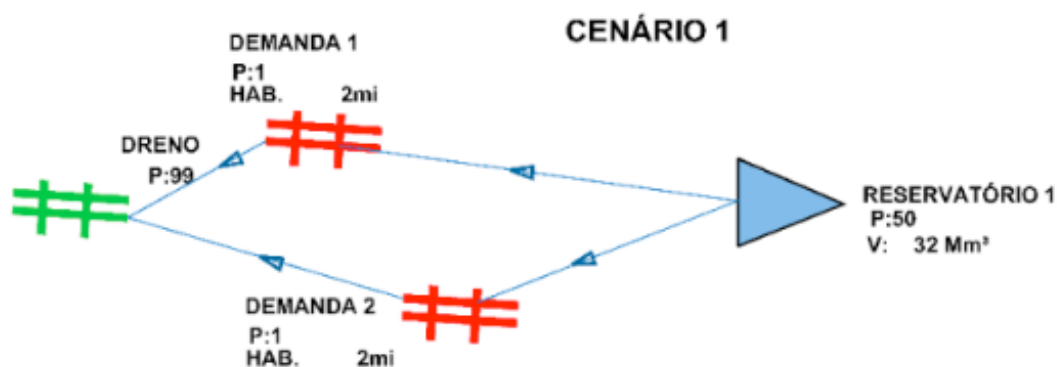


Figura 4 – Cenário 1 da otimização hipotética

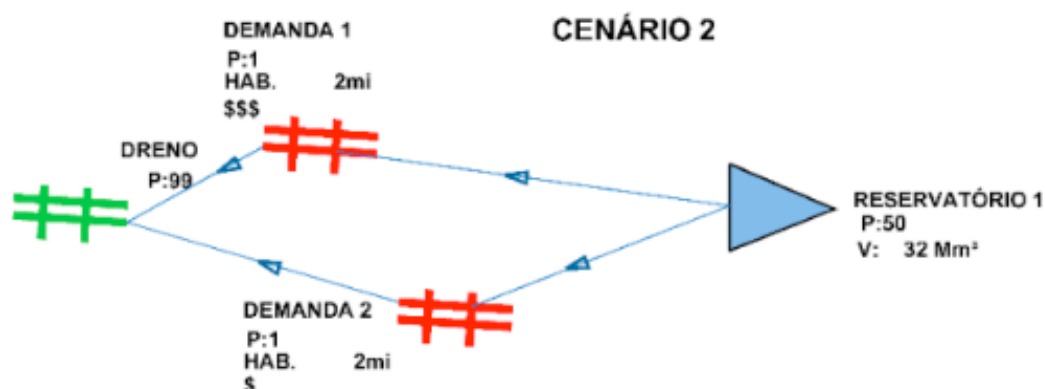


Figura 5 – Cenário 2 da otimização hipotética

No cenário 1, as duas regiões urbanas possuem a mesma vazão demandada por água e a mesma prioridade de atendimento dessas demandas. Já no cenário 2, se mantém as características do Cenário 1, entretanto é considerado uma curva de demanda por

água para cada região urbana.

O reservatório hipotético utilizado nos dois cenários possui um volume útil total de 32,00 hm³ e apresenta o aporte de vazões conforme a Figura 6.

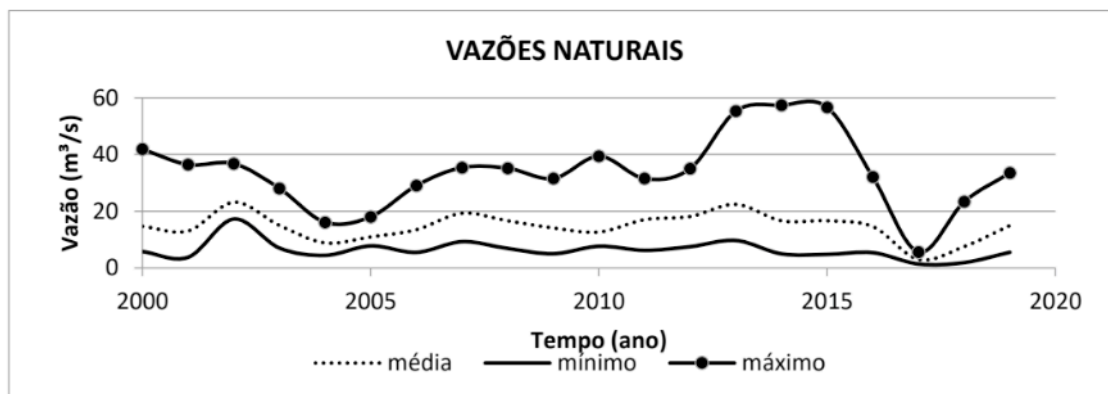


Figura 6 – vazões naturais aportadas no reservatório hipotético

A vazão demandada por água foi admitida crescente ao longo do tempo conforme apresenta a Figura 7, variando entre 4,5 m³/s a 5,5 m³/s para cada região urbana (um aumento de 22% em 20 anos).

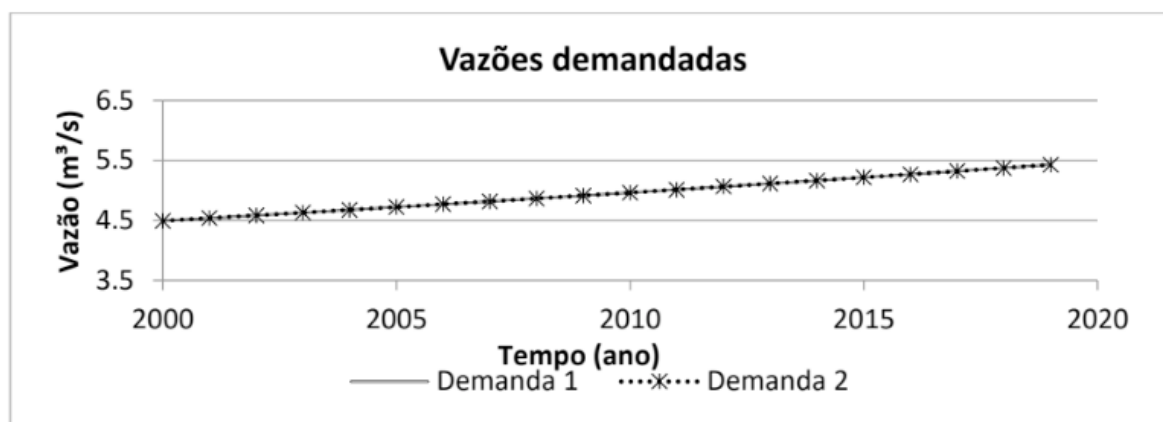


Figura 7 – demanda física por água para consumo urbano.

A curva de demanda por água para consumo urbano foi calculada para que uma região possuísse um maior benefício econômico do que o outro. Essa situação pode ser justificada pela renda média da população de cada região. Foi utilizada a equação para determinação da demanda por água apresentada em Baltar (2001), variando-se apenas a renda média da população para diferenciação entre as regiões de demanda física por água. A Figura 3 apresenta a curva de demanda utilizada para cada região urbanizada no Cenário 2.

A seguir é apresentado os resultados obtidos para cada otimização do estudo de caso hipotético.

3 | RESULTADOS

As Figura 8 e Figura 9 apresentam os resultados das vazões despachadas pelo reservatório para cada região urbana nos Cenários 1 e 2.

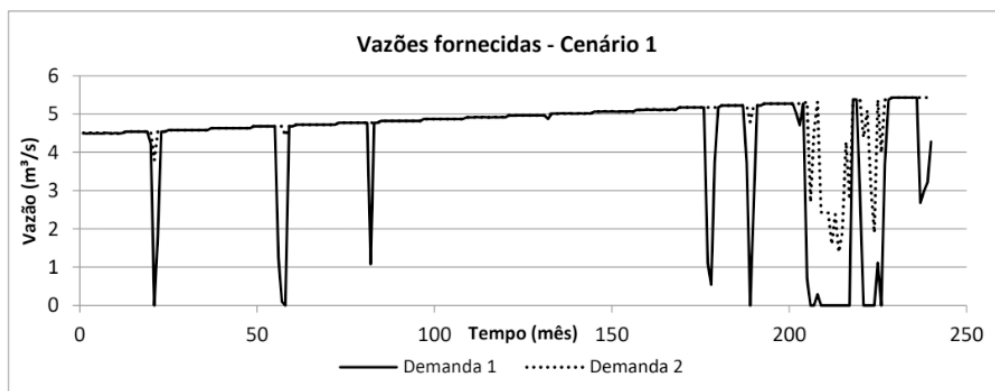


Figura 8 – resultados do cenário 1 (vazões fornecidas para cada região urbana)

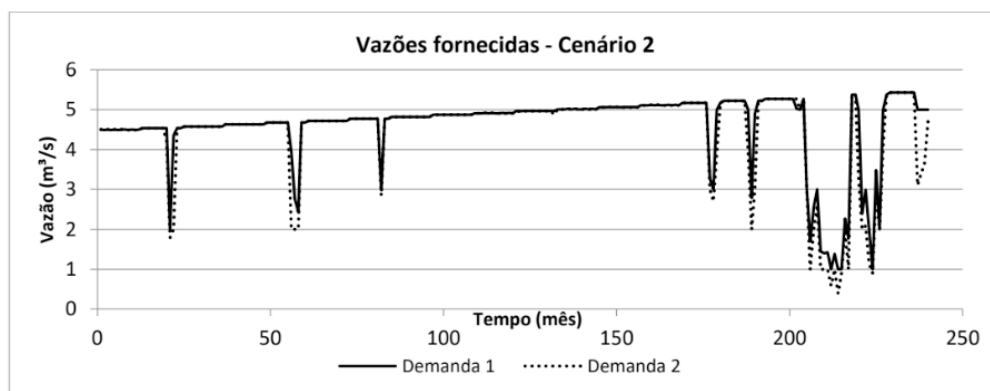


Figura 9 - resultados do cenário 2 (vazões fornecidas para cada região urbana)

Nota-se que o déficit global de fornecimento de água para as duas regiões urbanas é menor no Cenário 2, ou seja, a partir da consideração da otimização hidro econômica.

4 | DISCUSSÃO SOBRE OS RESULTADOS

Os resultados obtidos com a utilização de um modelo hidro econômico de alocação de água apresentou que para uma região urbana (Demanda 1) ocorre uma redução de 6,30% no volume total ofertado no período analisado, enquanto para a outra região urbana (Demanda 2), ocorre um aumento de 7,05% no volume total ofertado no período analisado.

Essa melhoria na eficiência representa impactos na operação de reservatórios, para o controle do despacho das vazões, tornando a análise complexa quando se trata de sistemas de reservatórios integrados. Pode-se notar que o fornecimento de água para as regiões urbanas é mais bem distribuído no Cenário 2 (redução do déficit), pois o despacho

de vazões é realizado com base na maximização dos benefícios econômicos oriundos da curva de demanda por água.

A utilização desse tipo de modelo de otimização na alocação de água se apresenta eficiente quando do ponto de vista: (i) dos benefícios sociais; (ii) utilizados em questões da qualidade da água na alocação³; (iii) inclusão de curvas de demanda por água com a internalização da escassez hídrica que afeta o potencial de diluição das cargas poluidoras; (iv) maximização dos benefícios econômicos regionais, mesmo que distribuídos entre os setores usuários e geograficamente nos municípios e companhias de saneamento.

5 | CONCLUSÃO

A utilização de modelos hidro econômicos na alocação de água em reservatórios promove melhorias significativas no planejamento dos recursos hídricos e permite incorporar ferramentas para a gestão sustentável no desenvolvimento econômico.

A utilização desse tipo de modelo de alocação também oferece a possibilidade de analisar políticas públicas, como no caso da cobrança pelo uso da água e nas análises de aplicação de diferentes formas de tarifas de água utilizadas pelas companhias de saneamento.

Os benefícios sociais que são observados são referentes a melhor operacionalização do despacho de água para as regiões urbanas, em outras palavras, seria a redução do déficit hídrico daquela região urbana.

O modelo AcquaNet permitiu a realização das análises e se mostrou eficiente na otimização hidro econômica, no entanto possui limitações como: (i) apenas 5 faixas para discretização da curva de demanda; (ii) análise de sensibilidade nos indicadores econômicos; (iii) utilização de curvas de demanda apenas logarítmicas; (iv) não realiza a otimização global.

REFERÊNCIAS

BALTAR, A. M. (2001). **Sistema de apoio à decisão para avaliação econômica da alocação de recursos hídricos: Aplicação à bacia da barragem do rio Descoberto**. Dissertação de Mestrado. Brasília, DF: Universidade de Brasília.

CONNOR, Richard. (2015). **The United Nations world water development report 2015: water for a sustainable world**. UNESCO publishing.

DE CARVALHO, M. A. E. A. (2009). **Sistema de suporte à decisão para alocação de água em projetos de irrigação**. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, v. v. 13, n. n. 1, p. p. 10-17.

DE MORAES, M. M. G. A.; DA SILVA, G. S.; EDUARDO, L.(2015). **Sistema de apoio a decisão espacial na gestão de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco**. XXI simpósio de Brasileiro de recursos hídricos. Brasília: [s.n.].

³ Redução de déficit também pode ser entendida como maior disponibilidade de água para diluição dos efluentes.

- FOSTER, Henry S.; BEATTIE, Bruce R. (1979) **Urban residential demand for water in the United States**. Land Economics, v. 55, n. 1, p. 43-58.
- HAROU, J. . P. D. . H. K. . R. D. . T. A. . M.-A. J. .. & K. B. (2009). **HydroPlatform. org—an open-source generic software interface and web repository for water management models**. In: International Symposium on Environmental Software Systems. Venice: Italy.
- HEINZ, I. . P.-V. M. . L. J. R. . & A. J. (2007). **Hydro-economic modeling in river basin management: implications and applications for the European water framework directive**. Water resources management, v. v. 21, n. n. 7, p. p. 1103-1125.
- JAMES, Leonard Douglas et al. (1971) **Economics of water resources planning**. Economics of water resources planning.
- JENKINS, M. W. E. A. (2004). **Optimization of California's water supply system: results and insights**, v. v. 130, n. n. 4, p. p. 271-280, 2004.
- KAHIL TM, W. F. A. J. E. J. & S. D. (2016). **Hydro-economic modeling of conjunctive ground and surface water use to guide sustainable basin management**. In: European Geosciences Union (EGU) General Assembly. Vienna: Austria.
- LABADIE, J. W. (1990). **Dynamic programming with the microcomputer**. Encyclopedia of microcomputers, p. v. 5, p. 275-338.
- LABSID. (2013). **Manual do Usuário do software Acquanet**. São Paulo, SP.
- LOPEZ, J. C. (2017). **Interbasin water transfers and the size of regions: An economic geography example**. Water Resources and Economics.
- LUND, J. R.; FERREIRA, I. (1996). **Operating rule optimization for Missouri River reservoir system**. Journal of Water Resources Planning and Management, v. v. 122, n. n. 4, p. p. 287-295.
- MARSHALL, Alfred.(1961). **Principles of Economics: Text**. London; New York: Macmillan for the Royal Economic Society.
- MANETA, M. P. E. A. (2007). **A Detailed Hydro-Economic Model for Assessing the Effects of Surface Water and Groundwater Policies: A Demonstration Model from Brazil**. In: American Agricultural Economics Association Annual Meeting. American Agricultural Economics Association. Portland: Oregon.
- MOHOR, G. S.; MENDIONDO, E. M. (2017). **Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context**. Ecological Economics, p. v. 140, p. 66-78.
- NIAYIFAR, A.; PERONA, P. (2017). **Dynamic water allocation policies improve the global efficiency of storage systems**. Advances in Water Resources, p. v. 104, p. 55-64.
- NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. D. (1998). **Valoração econômica do meio ambiente: aspectos teóricos e operacionais**. Trabalho apresentado na 50a Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC).
- OLMSTEAD, S. M. (2009). **Reduced-form versus structural models of water demand under nonlinear prices**. Journal of Business & Economic Statistics, p. v. 27, n. 1, p. 84-94.
- OLMSTEAD, S. M.; HANEMANN, W. M.; STAVINS, R. N. (2007). **Water demand under alternative price structures**. Journal of Environmental Economics and Management, p. v. 54, n. 2, p. 181-198.

- PERERA, B. J. C.; JAMES, B.; KULARATHNA, M. D. U. (2005). **Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management**. Journal of Environmental Management, v. v. 77, n. n. 4, p. p. 291-300.
- PORTO, R. L. L. . M. J. A. V. . R. A. N. . R. B. (2006). **Plataforma Generalizada para Análise de Outorga para Captação de Água e para Lançamento de Efluentes**. I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste. Curitiba, PR: [s.n.].
- PORTO, R. L.; AZEVEDO, L. T. (1997). **Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos. Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. Ed. Da Universidade/UFSGS/ABRH, p. p. 42-95.
- PULIDO-VELÁZQUEZ, M.; ANDREU, J.; SAHUQUILLO, A. (2006). **Economic optimization of conjunctive use of surface water and groundwater at the basin scale**. Journal of Water Resources Planning and Management, v. v. 132, n. n. 6, p. p. 454-467.
- ROOBAVANNAN, M. . K. J. . P. S. . V. S. . &. S. M. (2017). **Allocating environmental water and impact on basin unemployment: Role of a diversified economy**. Ecological Economics, p. v. 136, p. 178-188.
- RUIJS, A.; ZIMMERMANN, A.; VAN DEN BERG, M. (2008). **Demand and distributional effects of water pricing policies**. Ecological Economics, p. v. 66, n. 2-3, p. 506-516.
- SCHLEICH, J.; HILLENBRAND, T. (2009). **Determinants of residential water demand in Germany**. Ecological economics, p. v. 68, n. 6, p. 1756-1769.
- WARD, F. A.; PULIDO-VELAZQUEZ, M. (2008). **Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity–quality optimization model in the Rio Grande basin**. Ecological economics, v. v. 66, n. n. 1, p. p. 23-37.
- WATKINS JR, D. W.; MOSER, D. (2006). A. **Economic-based optimization of Panama Canal system operations**. Journal of water resources planning and management, v. v. 132, n. n. 6, p. p. 503-512.

ASPECTOS JURÍDICOS E ORGANIZACIONAIS DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DA PARAÍBA

Data de aceite: 01/07/2020

Maria Helena Carvalho Costa

Centro Universitário Internacional - UNINTER
Patos, Paraíba- PB

Josevi de Sousa Carvalho

Universidade Federal de Campina Grande -
UFCG
Pombal, Paraíba-PB

Maria da Penha Medeiros

Universidade Federal de Campina Grande -
UFCG
Patos, Paraíba-PB

Noemia Climintino Leite

Universidade Estadual da Paraíba - UEPB
Patos, Paraíba-PB

Carla Rocha Pordeus

Universidade Federal de Campina Grande -
UFCG
Sousa, Paraíba-PB

RESUMO: O presente trabalho aborda a gestão de recursos hídricos em seus aspectos jurídicos e administrativos. Objetiva-se, mediante este estudo, discutir a organização da gestão de recursos hídricos no estado da Paraíba, a fim de verificar as contribuições que o órgão gestor vem dando para a promoção do acesso

igualitário a água potável pela sociedade. O estudo denota os instrumentos jurídicos que norteiam a gestão das águas no estado, além de ressaltar os instrumentos de planejamento atualmente utilizados. Os resultados da pesquisa mostram que estes complementam-se em suas bases de atuação além de permitir a descentralização da gestão, que apresenta cada vez mais aspectos integradores e éticos em sua promoção. Espera-se através deste estudo destrinchar com clareza as principais particularidades apresentadas pela gestão de recursos hídricos no estado da Paraíba, de modo a promover um debate esclarecedor e amplo na academia acerca do tema.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão de Recursos Hídricos. Paraíba. Aspectos jurídicos-administrativos.

ABSTRACT: This paper addresses the management of water resources in their legal and administrative aspects. The objective of this study is to discuss the organization of water resources management in the state of Paraíba, in order to verify the contributions that the managing body has been making to the promotion of equal access to drinking water by society. The study denotes the legal instruments that guide water management in the state, in

addition to highlighting the planning instruments currently used. The results of the research show that they complement each other in their bases of action in addition to allowing the decentralization of management, which increasingly presents integrating and ethical aspects in its promotion. It is expected through this study to clearly clarify the main particularities presented by the management of water resources in the state of Paraíba, in order to promote an enlightening and broad debate in the academy on the subject.

KEYWORDS: Water Resources Management. Paraíba. Legal and administrative aspects.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é um país de considerável extensão territorial que por sua vez apresenta uma diversidade de fauna, flora, climas e etc. Mediante tais pluralidades, cada região apresenta primordialidades que variam de acordo com as questões geradas pelos aspectos naturais de cada região.

O Semiárido brasileiro é uma área do país de clima seco, caracterizada principalmente pelos elevados índices de evapotranspiração e pela baixa ocorrência de chuvas. De acordo com o Ministério da Integração Social (2014) a região apresenta uma faixa territorial de 1,03 milhão de km² (12% da área do País), com uma população de em média 27 milhões de pessoas (12% da população brasileira) distribuídos em 1.262 municípios de nove estados da União.

Mediante os aspectos naturais da região, a gestão dos recursos hídricos na área lida com uma série de dilemas, que vai desde a baixa disponibilidade de água, até a necessidade de aprimoramento constante dos sistemas de distribuição hídrica nessa extensão territorial, de modo a conter os danos causados pela estiagem.

O Estado da Paraíba é composto por 223 municípios, dos quais 170 localizam-se na região semiárida, representando 86,20% da extensão territorial do estado, que abrange uma área de 56.340,9 km², com uma população de 3,996 milhões de habitantes (IBGE, 2019). A gestão de recursos hídricos no estado orienta-se mediante a Lei N° 9.433/97 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, que deu base para Lei N° 6.308/96 que estabelece a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), que tem por finalidade garantir a população o acesso integrado e racional da água, a fim de viabilizar o desenvolvimento e o bem-estar da população local.

Diante do exposto, conclui-se que é de inquestionável relevância a discussão acerca dos aspectos jurídicos e organizacionais apresentados pela gestão de recursos hídricos no estado da Paraíba, considerando as linhas de atuação por ela utilizadas, de modo a preencher a seguinte lacuna: **De que modo, a organização jurídico-administrativa da gestão de recursos hídricos na Paraíba contribui para o acesso populacional igualitário e efetivo a água?**

O presente estudo tem como objetivo geral sintetizar os aspectos jurídicos e

organizacionais da Gestão Hídrica no estado da Paraíba, de modo a apontar a sua contribuição social para a promoção do acesso a água, bem como para regulamentação e controle de seu uso. E, de modo específico, busca ainda: Apresentar um breve apanhado histórico da Gestão de Recursos Hídricos a nível estadual e nacional; Caracterizar disponibilidade hídrica na região semiárida paraibana e; Pleitear os aspectos jurídicos e administrativos da Gestão de Recursos Hídricos na Paraíba.

A presente pesquisa justifica-se pela relevância da temática, evidenciada através do quadro constante de estiagem apresentado pela região, que por sua vez necessita de contribuições políticas, sociais e acadêmicas para a construção de uma política pública capaz de atuar de modo exitoso sobre o cenário aqui discutido. Mediante sua construção, será possível promover a ampliação do debate através das bases teóricas aqui discutidas, sintetizando a realidade abordada e contribuindo com o meio social através da pesquisa científica.

2 | METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido mediante uma revisão da literatura que abordou importantes autores da área, confrontando bases teóricas a fim de construir um debate amplo e sucinto, e concluir com êxito a problemática aqui construída, bem como os objetivos propostos.

Trata-se de uma pesquisa aplicada que tem como objetivo “gerar conhecimentos para aplicação prática dirigidos à solução de problemas específicos. Envolve verdades e interesses locais.” (PRODANOV, 2013, p.51), onde confronta aspectos jurídicos, políticos e administrativos da gestão de recursos hídricos da Paraíba, com o intuito de construir um debate conclusivo das lacunas aqui apresentadas.

Sua abordagem é de caráter qualitativo e “preocupa-se, portanto, com aspectos da realidade que não podem ser quantificados, centrando-se na compreensão e explicação da dinâmica das relações sociais”. (GERHARDT; SILVEIRA, 2009, p.32).

Ainda segundo Gerhardt e Silveira (2009, p.32) a pesquisa qualitativa apresenta as seguintes características: Objetivação do fenômeno; observância das diferenças entre o mundo social e o mundo natural e; Busca de resultados os mais fidedignos possíveis.

Quanto aos objetivos apresentados o estudo é de caráter exploratório pois em sua maioria, estudos exploratórios são úteis para diagnosticar situações, explorar alternativas ou descobrir novas ideias (ZIKMUND, 2000). Desse modo, foi possível definir o problema de pesquisa com alto nível de precisão, o que orientou gradativamente o desenvolvimento do projeto de pesquisa proposto.

3 | REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Aspectos históricos da gestão de recursos hídricos no Brasil e no estado da Paraíba

A crise ambiental é uma discussão que teve seu marco no ano de 1972, com a I Conferência das Nações Unidas, realizada em Estocolmo. Desde então, inúmeras questões têm sido levantadas acerca do esgotamento dos recursos naturais a nível global, bem como com o bem-estar das gerações atuais e futuras.

A água é um recurso natural substancial para a vida na terra, dotada de valor econômico e de significativa relevância para o processo produtivo. O Estado é seu depositário e fiador ante a sociedade. (RIO; MOURA; SALES, 2004). Diante disso, foi necessária a criação de instrumentos que viessem a regular essa atuação, de modo que os recursos hídricos disponíveis em cada nação fossem iguais e exitosamente distribuídos.

No Brasil, o modelo adotado para a gestão das águas é inspirado no modelo francês e apresenta um perfil administrativo descentralizado, participativo e integrado. Esse modelo é manifesto pela Lei N° 9.433/97, denominada de Lei das Águas, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) que “novou no sentido de estabelecer as bases e os princípios para uma gestão democrática dos recursos hídricos”. (OLIVEIRA et al., 2013, p. 4).

O marco regulatório do modelo de gestão das águas no Brasil foi o Código das Águas (Decreto no 24.643, de 10 de junho de 1930), cujas características legais proporcionavam ao administrador público a centralização do poder. (SETTI, 2001). No entanto foi através da Política Nacional de Recursos Hídricos que o Art. 21 da Constituição Federal foi regulamentado, fazendo com que a gestão passasse a utilizar efetivamente práticas mais descentralizadas e participativas.

Segundo Jacobi (2010, p.72) a governança da água “implica que a legislação nacional passa a ser estruturada a partir de três elementos, ou seja, a gestão descentralizada por bacias hidrográficas, a gestão integrada e a gestão participativa”. Essas alterações na gestão hídrica, substituí “práticas profundamente arraigadas de planejamento tecnocrático e autoritário, devolvendo o poder para as instituições descentralizadas de bacia, o que demanda um processo de negociação entre os diversos agentes públicos, usuários e sociedade civil organizada”. (JACOBI, 2010, p. 73).

Um ano anteriormente a promulgação da Política Nacional de Recursos Hídricos, a gestão das águas no Estado da Paraíba, instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos - Lei N° 6.308/96 que “visa assegurar o uso integrado e racional desses recursos, para a promoção do desenvolvimento e do bem estar da população do Estado da Paraíba”. (LEI ESTADUAL N° 6.308/96, ART. 3°).

A Lei 6.308/96 difere da Lei 9.433/97 visto que “enquanto no âmbito federal, a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e participativa, na lei paraibana a

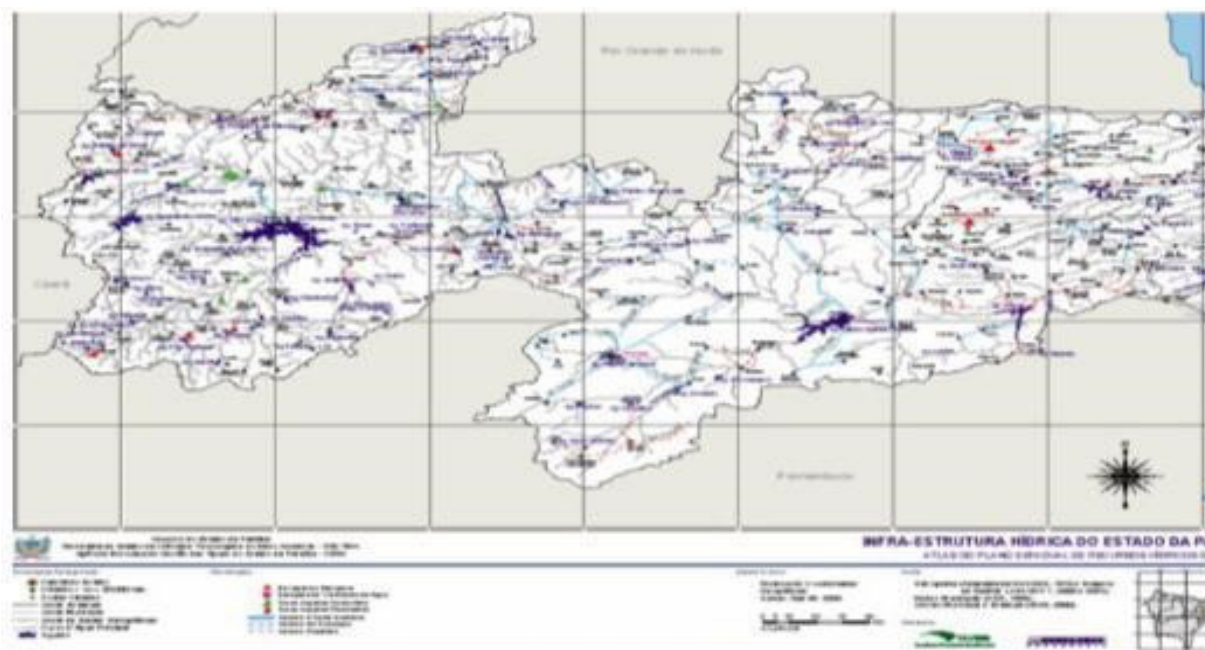
gestão deve ser participativa e integrada, sendo essa integração relativa aos aspectos de quantidade e qualidade dos recursos hídricos e nas diferentes fases do ciclo hidrológico”. (VIEIRA; RIBEIRO, 2007, p.05).

Assim, a Gestão de Recursos Hídricos no Brasil e no estado da Paraíba possui como marco legal políticas que orientaram a atuação governamental, e estabeleceram as bases necessárias para construção de uma gestão mais participativa a nível nacional e estadual, de modo a garantir o acesso a água de qualidade a toda população.

3.2 Disponibilidade hídrica na região semiárida paraibana

O estado da Paraíba está localizado ao leste da região Nordeste, tendo como limites o estado de Pernambuco ao Sul, o Rio Grande do Norte ao norte e o Ceará ao Oeste. Apresenta uma área de 56.439 km, com um relevo entre 300 e 900m de altitude. O clima da região é seco, com baixos índices de precipitação e longos períodos de estiagem.

O estado dispõe de 11 bacias hidrográficas (figura 1) que são a bacia do rio Paraíba; bacia do rio Abiaí; bacia do rio Gramame; bacia do rio Miriri; bacia do rio Mamanguape; bacia do rio Camaratuba; bacia do rio Guaju; bacia do rio Piranhas; bacia do rio Curimataú; bacia do rio Jacu e bacia do rio Trairi. (AESA, 2010).



Mapa 1: Disponibilidade Hídrica na Região Semiárida Paraibana.

Fonte: Brasil (2010)

As bacias apresentam potencial superficial de 4.482,84 hm³/ano e potencial subterrâneo de 652,240hm³/ano. As condições morfológicas não favorecem estruturação reservatórios de alta capacidade visto que o nível de aproveitamento do potencial hídrico existente na região semiárida é escasso. (Brasil, 2010). (MELHORAR ESSE PARÁGRAFO)

3.3 Aspectos jurídicos e administrativos da gestão das águas no estado da paraíba

A Gestão de Recursos Hídricos no Estado da Paraíba é orientada pela Lei N° 6.308, de 02/07/1996, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos, que possui como princípios básicos a promoção do acesso igualitário a água de qualidade, estabelecendo que esta é um bem público, de valor econômico que deve apresentar uma utilização tarifada, sendo a bacia hidrográfica uma unidade básica físico-territorial de planejamento e gerenciamento desta.

No que se refere ao gerenciamento dos recursos hídricos, a lei ressalta que este processo deve dar-se de forma participativa e integrada, e o seu aproveitamento de modo racional, a fim de garantir sua preservação.

O arranjo institucional da Política Estadual de Recursos Hídricos foi idealizado pelo Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos- SIGERH, e tem como objetivo executar a Política Estadual de Recursos Hídricos, bem como administrar a aplicação do Plano Estadual de Recursos Hídricos.

Os principais instrumentos de gestão (imagem 2) apresentados pela PERH são:

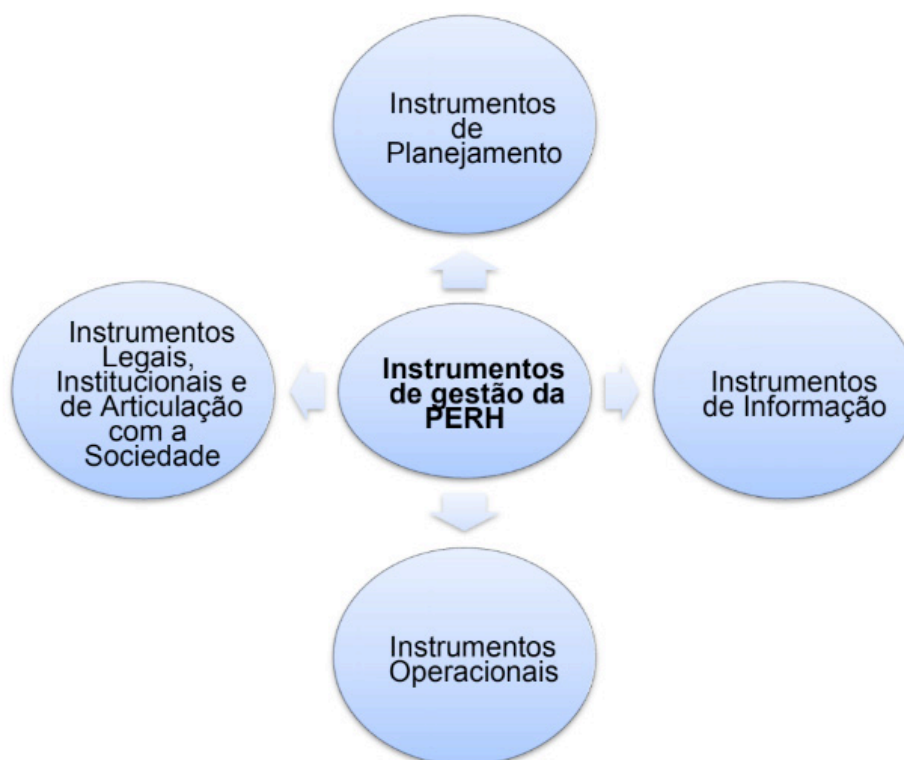


Imagem 2: Instrumentos de Gestão da Política Estadual de Recursos Hídricos.

Fonte: Elaboração autoral (2020).

Esses instrumentos são ferramentas de gestão utilizados pelo órgão gestor dos recursos hídricos paraibanos, que é a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, que foi instituída pela Lei n° 7.779, de 07/07/2005, sob a forma jurídica de uma autarquia, sendo esta, parte do Sistema Integrado de Planejamento e

Assim, a gestão e recursos hídricos no estado da Paraíba apresenta aspectos organizacionais que viabilizam a garantia da descentralização desta, bem como da atuação participativa da população junto ao órgão gestor. Essa participação é garantida através de programas de governo que buscam levar água de qualidade às comunidades e, promover, assim, o desenvolvimento social e econômico da região.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

O Estado da Paraíba é localizado na região semiárida do Brasil, o que o coloca em convivência com um clima seco, bem como com baixos índices de precipitação. Esse cenário cria uma série de desafios para a Gestão de Recursos Hídricos da região, que apresenta uma estrutura político-administrativa voltada para a garantia do acesso igualitário a água potável pelos cidadãos.

A Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) é executada através do Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos, que por sua vez é responsável pela formulação e aplicação do Plano Estadual de Recursos Hídricos, juntamente com os órgãos e entidades estaduais e municipais, e com toda a sociedade civil.

A gestão de recursos hídricos na Paraíba conta com instrumentos de gestão que atuam diretamente na organização legal de distribuição, no planejamento, onde incide no pleiteamento de ações, no processo de acesso à informação e, nos aspectos operacionais referentes a outorga de água, licença para obras hídricas e etc.

Esses instrumentos são geridos pelo órgão gestor responsável pela regulação do uso de Recursos Hídricos paraibanos, que é a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, idealizada pela Lei nº 7.779/2005, e vinculada à Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia - SERHMACT.

Assim, a AESA busca promover uma gestão hídrica participativa e integrada, atuando sobre todos os aspectos referentes a regulamentação e distribuição de águas, sejam elas subterrâneas ou superficiais, considerando todos os aspectos jurídicos e ambientais existentes nesse processo.

5 | CONCLUSÃO

O acesso a água é um direito constitucional garantido a população brasileira e desse modo os entes federativos atuam mediante uma política descentralizadora de gestão das águas, cujo objetivo principal é garantir o acesso a água potável para toda a sociedade.

O Estado da Paraíba caracteriza-se principalmente pelos baixos índices de precipitação, o que ocasiona a escassez dos recursos hídricos no estado. Assim, a AESA,

órgão gestor dos recursos hídricos no Estado, organiza-se de modo a otimizar a gestão no estado, considerando as limitações e potencialidades naturais de cada região, a fim de atuar de acordo com a necessidade de cada área.

Os instrumentos de gestão utilizados pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos atuam em diferentes âmbitos administrativos, sendo todos eles voltados para um objetivo central: otimizar, descentralizar e integrar a gestão e o acesso a água pelo cidadão paraibano.

Todo esse processo é orientado pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos do estado, que normatiza a atuação do órgão gestor dando base para a elaboração de recursos hídricos visando o cumprimento das normas jurídico-institucionais regentes no país e no estado.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO E ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA-AESA. **PROCOMITÊS**. 2020. Disponível em <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesawebsite/procomites/>>. Acesso em: 23 fev. 2020.

Agência Nacional de Águas. **O PROGESTÃO NA PARAÍBA**. 2016. Disponível em: <<http://progestao.ana.gov.br/portal/progestao/progestao-1/o-programa/apresentacao>>. Acesso em: 22 fev. 2020.

BRASIL. Governo do. **Resumos Executivos Planos Estaduais do Programa Água Doce 2010 – 2019**. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano Ministério do Meio Ambiente e Ministério Meio Ambiente, 2010.

BRASIL. Governo do. **Resumos Executivos Planos Estaduais do Programa Água Doce 2010 – 2019**. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano Ministério do Meio Ambiente e Ministério Meio Ambiente, 2010.

BRASIL. Lei nº 6.308, de 02 de julho de 1996. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, suas diretrizes e dá outras providências. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesawebsite/wpcontent/uploads/2016/11/lei_E_11.pdf. Acesso em: 20 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 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. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 20 fev. 2020.

BRASIL. Ministério da Integração Social. Redelimitação do semiárido. 2014.

GERHARDT, Tatiana Engel; SILVEIRA, Denise Tolfo. **Métodos de pesquisa**. Plageder, 2009.

JACOBI, Pedro Roberto. Aprendizagem social, desenvolvimento de plataformas de múltiplos atores e governança da água no Brasil. Revista Inter. Interdisc. INTERthesis, Florianópolis, v. 7, n. 1, p. 69-95, jan.- jul. 2010.

Lei Estadual nº. 7.779, de 08 de julho de 2005. Cria a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA – e dá outras providências. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/lei_E_07.pdf . Acesso em 22 de Janeiro de 2020.

Métodos de pesquisa / [organizado por] Tatiana Engel Gerhardt e Denise Tolfo Silveira ; coordenado pela Universidade Aberta do Brasil – UAB/UFRGS e pelo Curso de Graduação Tecnológica – Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural da SEAD/UFRGS. – Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009.

OLIVEIRA, M. A.; BARBOSA, Erivaldo Moreira; NETO, J. Dantas. Gestão de recursos hídricos no Rio Grande do Norte: **Uma análise da implementação da política hídrica**. HOLOS, v. 1, p. 3-27, 2013.

Prodanov, Cleber Cristiano. Metodologia do trabalho científico [recurso eletrônico] : métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico / Cleber Cristiano Prodanov, Ernani Cesar de Freitas. – 2. ed. – Novo Hamburgo: Feevale, 2013.

RIO, G. A. P. do; MOURA, V. P. ; SALES, A.V.S. Gestão de recursos hídricos: aspectos metodológicos. In: Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, 2., 2004, São Paulo. Anais. 2004.

SETTI, A.S. et al. Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos. 3.ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional das Águas, 2001.

VIEIRA, ZMCL; RIBEIRO, Márcia Maria Rios. A gestão de Recursos Hídricos no Estado da Paraíba: aspectos legais e institucionais. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo/SP, 2007.**

ZIKMUND, W. G. Business research methods. 5.ed. Fort Worth, TX: Dryden, 2000.

ABORDAGENS METODOLÓGICAS PARA A RESTAURAÇÃO DE RIOS

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 02/04/2020

Jucimara Andreza Rigotti

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Porto Alegre – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/3141624735449803>

Lucia Helena Ribeiro Rodrigues

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Porto Alegre – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/7913354492085101>

RESUMO: O modelo de ocupação humana e utilização de recursos têm provocado mudanças profundas nos ecossistemas fluviais. A degradação do habitat é uma das maiores causas da diminuição da biodiversidade, que é alarmante nos ecossistemas aquáticos. Diante dessa situação, a Restauração Ecológica visa auxiliar o reestabelecimento de ecossistemas que foram degradados, danificados ou destruídos. O objetivo deste trabalho é analisar três abordagens metodológicas utilizadas para restauração de rios – técnicas de restauração passiva, intervenções na bacia hidrográfica e intervenções nas calhas dos rios. O trabalho

foi baseado na revisão de estudos de caso que empregaram essas abordagens e avaliaram a sua implementação em diferentes contextos. As técnicas de intervenção direta nas calhas dos rios são as mais recorrentes nos projetos de restauração, contudo, a reconstrução de características físicas não é suficiente para a recuperação do ecossistema. Já as técnicas aplicadas no âmbito da bacia hidrográfica mostraram resultados melhores em relação à recuperação dos processos físicos da bacia hidrográfica. A restauração passiva também é uma abordagem efetiva, entretanto o tempo envolvido pode ser um fator limitante para a sua aplicação.

PALAVRAS-CHAVE: Medidas de restauração, Restauração ecológica, Restauração passiva, Revitalização de rios.

METHODOLOGICAL APPROACHES FOR RIVER RESTORATION

ABSTRACT: The current civilization paradigm has deeply changed fluvial ecosystems. Habitat degradation is the major factor of biodiversity loss, and it is especially alarming in aquatic ecosystems. In this regard, Ecological Restoration aims to assist the process of recovery of ecosystems that have been

degraded, damaged or destroyed. This work reviews three methodological approaches used on river restoration: passive restoration, watershed and instream interventions. The work is based on a review of case studies which employed and assessed those methods in different contexts. Although instream techniques are the most common procedure on revitalization projects, the reconstruction of physical parameters is not enough to the ecosystem recovery. On the other hand, the watershed techniques approach has shown the best results in regard to the recovery of catchment physical process. Passive restoration is also effective, but the time it requires can be a limiting factor in its application.

KEYWORDS: Ecological restoration, passive restoration, restoration measures, river revitalization.

1 | INTRODUÇÃO

As múltiplas atividades humanas têm produzido mudanças, provavelmente permanentes, complexas e frequentemente indesejáveis, tanto na estrutura física como nos processos hidrológicos dos sistemas fluviais (ALLAN, 2004). Além disso, a diversidade biológica dos ecossistemas aquáticos está decrescendo de modo muito mais intenso do que a maioria dos ecossistemas terrestres, sendo que a degradação do habitat é uma das maiores causas da extinção de espécies (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Nesta problemática, a *Restauração Ecológica* se apresenta como uma tentativa de reverter o estado de ecossistemas alterados, sendo definida como o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). A restauração pode ser entendida como a trajetória a ser percorrida no sentido inverso da degradação do ecossistema (FINDLAY; TAYLOR, 2006). Contudo, as intervenções realizadas pelos projetos de restauração de rios podem abordar outras dimensões dos cursos d'água, como o aspecto sociocultural. Assim, outros termos também podem ser empregados para caracterizar essas intervenções. Nesse sentido, o termo revitalização pode ser mais adequado para caracterizar o processo de recuperação da saúde dos cursos d'água e a reinserção dos rios à paisagem urbana.

A restauração de rios está se estabelecendo como uma componente importante da gestão ambiental, apesar das incertezas em relação a efetividade das técnicas e quantificação de resultados (WHEATON *et al.*, 2008). O tema é bastante complexo, pois além do reconhecimento das dimensões morfológicas, hidráulicas e ecológicas dos cursos d'água, há a dimensão sociocultural, que acrescenta valores estéticos e paisagísticos nos projetos de restauração de rios (McCORMICK *et al.*, 2015; JOHNSON *et al.*, 2018). A identificação dos significados e valores estéticos e ecológicos das paisagens fluviais é um fator de compreensão da percepção e da utilização do rio pela população e do potencial de recuperação desses sistemas (GORSKI, 2008).

As práticas de restauração se tornam cada vez mais difundidas, e essa popularização

da restauração mostra uma mudança nas iniciativas públicas em relação aos cursos d'água (KONDOLF; YANG, 2008). Segundo Cairns e Heckman (1996), a restauração ecológica não precisa ser excluída dos centros urbanos mais densamente povoados, uma vez que o reestabelecimento das interações da sociedade com os sistemas naturais, através da restauração, talvez seja um dos melhores argumentos para essas atividades.

O objetivo deste trabalho é analisar brevemente três abordagens metodológicas utilizadas para restaurar rios, a saber, técnicas de restauração passiva, intervenções na bacia hidrográfica e intervenções nas calhas dos rios. A descrição das técnicas foi baseada em estudos de caso que empregaram essas abordagens e avaliaram sua implementação em diferentes contextos.

2 | RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REVITALIZAÇÃO

Na literatura sobre restauração de rios são encontrados vários termos, como *restauração*, *reabilitação*, *remediação*, *revitalização* e *naturalização*. Apesar de ser possível a compreensão dos termos, em um sentido amplo, como sinônimos, pois todos buscam a redução da degradação dos cursos d'água; também se pode diferenciá-los através de descrições, justificativas e interpretações. Descrições estas que não são estanques, pois os mesmos termos são aplicados com objetivos, ações e implicações bastante diversas para os rios. Além disso, a própria tradução dos termos e interpretação em diferentes contextos gera diferenças de significados. Contreras (2018) realizou um levantamento dos termos mais comuns e reuniu as definições encontradas na literatura. Já a contribuição apresentada nesta seção se refere ao esclarecimento do uso do termo *restauração ecológica*, a aplicação de outros conceitos correlacionados a ela que emergiram da definição inicial.

A definição de restauração dada pelo *National Research Council*, como “o retorno de um ecossistema a uma condição próxima ao estado anterior à degradação” (p.18, NRC, 1992), pressupõe um estado de referência anterior ao estado de degradação. Porém, esta definição, apesar de ser amplamente conhecida e ter inspirado um grande número de iniciativas de restauração a partir da década de 1990, levantou vários questionamentos teóricos e práticos sobre o ecossistema de referência (CAIRNS; HECKMAN, 1996). Além disso, houve uma proliferação de outros termos, pela dificuldade ou impossibilidade de restaurar a condição original do ecossistema (CAIRNS; HECKMAN, 1996).

Baseado na definição do NRC, Bradshaw (1996) propôs um esquema que mostra duas componentes do ecossistema, estrutura e função, que seriam recuperadas no processo de restauração de rios. Contudo, a restauração passa a ser representada como o retorno ao ecossistema original (BRADSHAW, 1996). Dentro desse entendimento, essa figura foi bastante utilizada e adaptada para auxiliar na compreensão da terminologia da restauração. Rutherford *et al.* (2000) e posteriormente Findlay e Taylor (2006) adaptaram

a figura para mostrar a diferença adotada entre restauração, reabilitação ou naturalização e remediação (Figura 1).

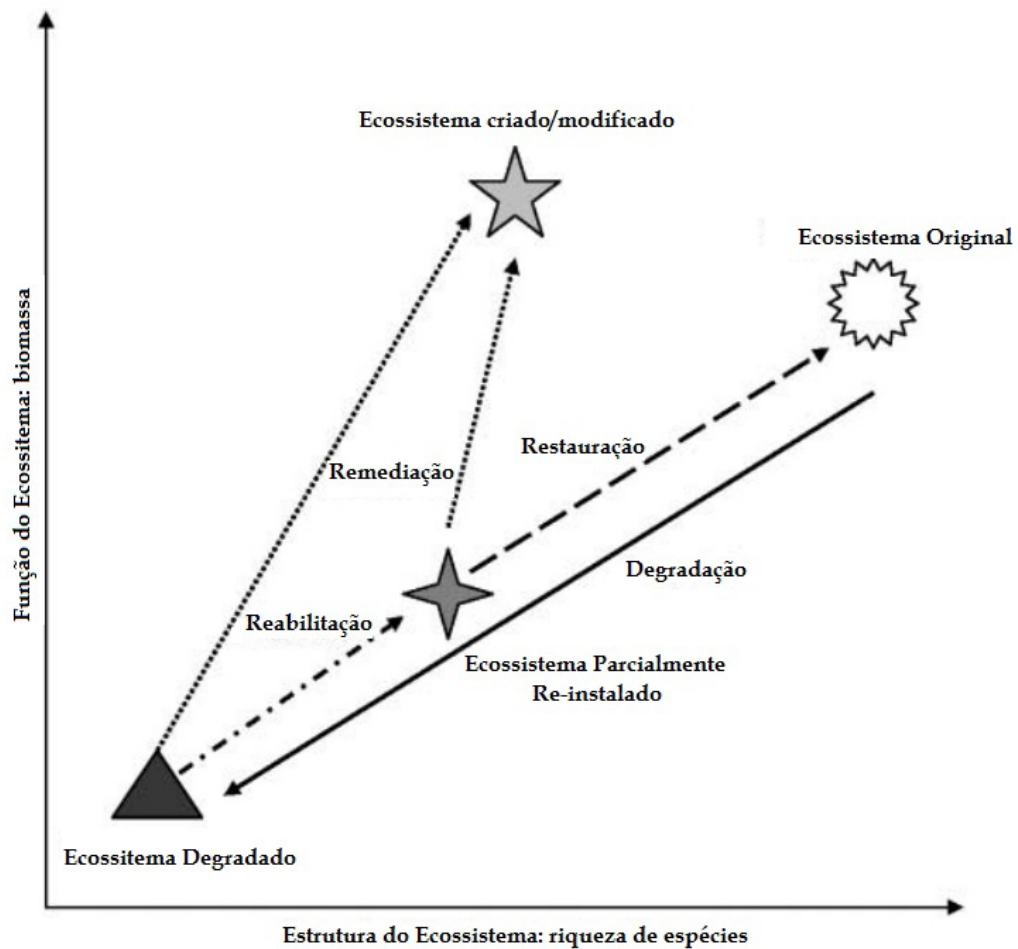


Figura 1. Desenho esquemático para explicação dos termos restauração (retorno ao ecossistema próximo à condição original), reabilitação ou naturalização (melhoria parcial do ecossistema, como o objetivo final de restauração) e remediação (desenvolver um ecossistema melhorado sem a busca pelas características originais). Fonte: traduzido de Findlay; Taylor (2006).

De acordo com essa interpretação a restauração pode ser entendida como a trajetória a ser percorrida no sentido inverso ao da degradação. Contudo, os autores notam a necessidade de outros termos, pelas dificuldades em se obter resultados ecológicos similares ao estado de referência ou pela impossibilidade da “restauração completa”. Sammonds e Vietz (2015) argumentam que as medidas de restauração são frequentemente consideradas impossíveis no contexto das alterações biofísicas na bacia hidrográfica e das limitações físicas impostas pela urbanização nos cursos d’água, assim são necessárias abordagens alternativas para melhorar a condição do ecossistema aquático. Silva (2017), de modo similar, substitui o termo remediação por revitalização na figura e argumenta que o processo de recuperação e revitalização seriam mais realistas para a condição dos cursos d’água urbanos. O termo *renaturalização* é sugerido por Sammonds e Vietz (2015) baseado na inclusão da dimensão social no processo. Roni e Beechie (2013) definem a *reabilitação* como a ação de restaurar ou melhorar alguns

aspectos do ecossistema, sem restaurar completamente todos os seus componentes. A reabilitação seria uma “restauração parcial” (RONI; BEECHIE, 2013).

A definição de restauração da Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) reduz as dificuldades teóricas e práticas que geraram a diferenciação entre os termos, pois a ênfase passa a ser orientada pelos processos ecológicos e não pelo objetivo de retorno ao ecossistema original (CAIRNS; HECKMAN, 1996). Assim, a *restauração* seria: “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). De fato, se deslocarmos a ênfase da restauração no ecossistema original ou ecossistema de referência, para a ênfase na restauração de processos ecológicos, poderia haver um consenso, convergindo para a aplicação do termo restauração. Porém, a restauração do aspecto ecológico seria a única motivação das intervenções que vêm sendo realizadas nos cursos d’água?

Em sistemas bastante degradados, como nas áreas densamente urbanizadas, os resultados alcançados pelas intervenções nos cursos d’água não são exclusivamente para obter melhoria de aspectos ecológicos, embora a motivação geralmente o é (PALMER *et al.*, 2007). Nesse sentido, pode-se justificar o uso de outros termos, como a revitalização que pode ser entendida como o processo de recuperação “da saúde” dos cursos d’água e a reinserção dos rios à paisagem urbana. O uso do termo revitalização é bastante significativo por remeter ao radical latino *vita*, que traz outra perspectiva aos rios urbanos, ou seja, uma alternativa ao simples canal de transporte de águas de chuva e esgotos (POMPÊO *et al.*, 2013). Desta forma, a revitalização também contempla intervenções relativas aos aspectos estéticos, sociais e econômicos.

Assim, a diferença terminológica pode ser justificada e mantida considerando-se que as ações que caracterizam as intervenções realizadas nos projetos de restauração de rios podem enfatizar dimensões diversas dos rios. Neste trabalho, empregamos o termo restauração para descrever as metodologias apresentadas na sequência, que podem ser aplicadas de acordo com os aspectos enfatizados em cada projeto. Além disso, optamos por manter a tradução direta de cada termo, conforme a referência utilizada. Restauração é o termo mais recorrente na literatura científica, sendo aplicado de modo geral para descrever uma variedade de medidas e práticas (ECRR, 2020), tanto para intervenções pontuais (em área urbana ou rural), como para grandes projetos em bacias hidrográficas complexas.

3 | ABORDAGENS METODOLÓGICAS

3.1 Restauração passiva

Uma vez decidido onde implementar as ações de restauração, o primeiro passo é evitar as atividades que causam a degradação, ou seja, atuar pelo princípio da prevenção.

Essa abordagem é referida como restauração passiva ou natural (KAUFFMAN *et al.*, 1997). Deste modo, a restauração passiva permite ao sistema recuperar-se naturalmente pela eliminação das atividades que estão causando sua degradação (ABEL *et al.*, 2016).

Uma técnica bastante utilizada, no contexto da restauração passiva, é o isolamento da área contígua ao curso d'água, evitando a degradação da vegetação ripária pelo pisoteamento do gado (HANSEN; BUDY, 2011; MULLER *et al.*, 2016). Essa é uma ação bastante efetiva em áreas rurais e também em locais pouco perturbados, ou seja, locais com alto potencial de recuperação. Apesar da alta resiliência dos ecossistemas ripários, resiliência essa que se deve à frequência com a qual esses sistemas são expostos a perturbações naturais do fluxo (BENDIX, 1997), em algumas situações a degradação é tão grande que ultrapassa a capacidade do ecossistema de reestabelecer sua composição, estrutura ou função (KAUFFMAN *et al.*, 1997). Assim, quando o ecossistema ainda não foi completamente degradado, há a possibilidade de recuperação através da inibição da causa da degradação.

Outra técnica de restauração passiva é o abandono da manutenção do rio, promovendo o reestabelecimento da morfologia próxima à natural através de processos naturais (JÄHNIG *et al.*, 2010). Uma variante da restauração passiva foi adotada com sucesso no rio Lahn (Marburg, Alemanha) para o reestabelecimento da morfologia do rio e aumento da diversidade do habitat (GROLL, 2017). Esta abordagem combinou a remoção do material superficial do solo da planície de inundação com a criação de canais laterais. Essas ações iniciais deram suporte aos processos causados pela dinâmica natural de inundação do rio, além de ser uma técnica de baixo custo (GROLL, 2017).

Entre as vantagens da restauração passiva se encontra o custo reduzido em relação às ações de restauração ativa, contudo, há a limitação do tempo que seria necessário para a recuperação natural. Stout *et al.* (2018), ao estudarem o processo de restauração da quantidade de madeira (troncos e galhos) presente no leito dos rios, estimaram o tempo de 255 ± 23 anos para reestabelecer o processo natural de recrutamento de material proveniente da vegetação ripária, no rio King (Victoria, Austrália).

3.2 Intervenções na bacia hidrográfica

Novas tecnologias empregadas em medidas de controle do escoamento superficial dispersas na bacia hidrográfica resultaram na restauração da estrutura e função ecológica de rios urbanos degradados (WALSH *et al.*, 2015). Viswanathan e Schirmer (2015), ao avaliarem quatro casos de restauração que adotaram a gestão integrada da bacia hidrográfica, mostraram que o sucesso dos projetos de restauração foi alcançado através da ênfase na redução da entrada de poluentes/nutrientes nos rios. O melhoramento da infraestrutura pública, como a instalação de medidas de controle do escoamento superficial e tratamento de esgotos, foi determinante para alcançar os resultados positivos dos projetos (VISWANATHAN; SCHIRMER, 2015). Dixon *et al.* (2016), por sua vez, ao

avaliarem a influência de medidas de restauração no controle de enchentes na escala da bacia hidrográfica, evidenciaram que o melhor cenário para a gestão do risco de enchentes é a restauração das florestas ripárias com a redução da magnitude do pico de inundação em até 19%, através da de-sincronização do *timing* das ondas de cheia.

Segundo Rios-Touma *et al.* (2015), a cidade de Portland (Oregon, Estados Unidos) desenvolveu uma abordagem para recuperar a saúde da bacia hidrográfica através da proteção de locais com elevado valor para a bacia (por exemplo, áreas conservadas), revegetação de áreas altas, aquisição de terra para implementação de medidas de controle do escoamento superficial (redução de áreas impermeáveis, aumento da infiltração e tratamento da poluição do escoamento superficial) para restaurar os processos do ciclo hidrológico e melhorar a qualidade da água. Os resultados para os indicadores biológicos desse estudo mostraram que as espécies sensíveis à poluição e a diversidade de grupos tróficos aumentaram após as medidas de restauração. Entretanto, a composição funcional e taxonômica foi similar entre os trechos restaurados e não-restaurados (RIOS-TOUMA *et al.*, 2015).

3.3 Intervenções nas calhas dos rios

As medidas de restauração mais frequentemente implementadas são as intervenções nas calhas dos rios, com o objetivo de reestabelecer sua morfologia (MORANDI *et al.*, 2017) ou melhorar/criar habitats (BYEON *et al.*, 2016). De acordo com Roni *et al.* (2013), as técnicas de restauração devem ser escolhidas conforme o objetivo do projeto. Entre as técnicas citadas por Roni *et al.* (2013), aquelas que envolvem intervenções na calha dos rios são: remoção de barragens, descanalização ou remoção de galerias, reconfiguração de meandros, enrocamento e adição de estruturas de troncos e rochas.

Miller e Kochel (2013) realizaram a avaliação de técnicas de restauração na calha do rio (Figura 2) de 26 locais após 1 a 6 anos de implementação. Entre as técnicas empregadas para conter a erosão das margens, o espigão transversal e longitudinal foram os mais problemáticos. A adição de estruturas em alta densidade pode estabilizar o canal, porém o resultado são rios não muito diferentes daqueles projetados pela engenharia dos anos 60 e 70 (MILLER; KOCHER, 2013). Ou seja, algumas técnicas para conter a erosão podem impedir a mobilidade dos rios, com resultados controversos em relação ao reestabelecimento da morfologia dos rios e, conseqüentemente, com resultados ecológicos negativos.



Figura 2 – Técnicas de restauração na calha – (a) espigão ou quebra-corrente de rocha (Rock vane); (b) espigão transversal (cross-vane); espigão longitudinal (double-wing); maço de raízes (rootwad).

Fonte: Miller e Kochel (2013) (Tradução nossa)

A adição de estruturas na calha do rio utilizando material natural (rochas e troncos) aumentou a heterogeneidade da composição do substrato (COLLINS *et al.*, 2015). Segundo Roni *et al.* (2015), a maioria dos estudos que utilizam madeira para construir estruturas no rio relatam melhorias no habitat físico, como aumento da frequência de poços e da diversidade do habitat. Todavia, quando se avaliam indicadores biológicos, a resposta nem sempre é positiva. Ecke *et al.* (2016) mostraram que as medidas de restauração aumentaram a riqueza das macrófitas submersas fixas, mas não a sua diversidade, e não houve aumento da riqueza e diversidade de macrófitas de outros morfotipos (emergentes e flutuantes). Em relação aos invertebrados aquáticos, a riqueza de táxon aumentou em resposta às medidas de restauração, porém a abundância, diversidade e outros indicadores utilizados no estudo de Leps *et al.* (2016) não apresentaram resposta clara.

Outra intervenção direta na calha, comum nos projetos de restauração, é a reconfiguração do traçado em planta dos cursos d'água, com o objetivo de devolver a sinuosidade do traçado (MORRIS; MOSES, 1999; KRONVANG *et al.*, 2008; SOUDER, 2013; RONI *et al.*, 2013). Contudo, a reconfiguração do canal como uma metodologia para melhorar a estrutura e função do ecossistema fluvial encontrou pouca evidência de melhoria ecologicamente mensurável (BERNHARDT; PALMER, 2011). Já a construção de canais compostos mostrou-se uma alternativa efetiva para reduzir a velocidade e a tensão de cisalhamento em rios que foram canalizados (MACWILLIAMS Jr. *et al.*, 2010). Os canais compostos permitem uma reconfiguração do traçado do rio, essa técnica se aproxima mais da restauração passiva, por ser menos invasiva que a construção artificial de meandros.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar das técnicas de intervenção direta nas calhas dos rios serem as mais comumente empregadas nos projetos de restauração, sua efetividade é duvidosa, principalmente em relação ao reestabelecimento das comunidades biológicas. Isso ocorre, em parte, porque outros fatores, como a distância de locais com alta diversidade, são parâmetros relevantes que podem determinar o sucesso das medidas de restauração (DAHM; HERING, 2016). As técnicas de restauração na escala da bacia hidrográfica parecem ter resultados melhores em relação à recuperação dos processos do ciclo hidrológico e melhoria da qualidade da água. A abordagem de restauração passiva também revelou-se efetiva, sendo que o custo de implantação dessas medidas é reduzido, porém o tempo envolvido na recuperação, de forma natural, pode ser longo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

REFERÊNCIAS

- ABEL, S.; HOPKINSON, L. C.; HESSION, W. C. **Hydraulic and physical structure of runs and glides following stream restoration**. *River Research and Applications*, v. 32, p. 1890–1901, 2016.
- SILVA, J. C. A. **Potencial de corpos d'água em bacias hidrográficas urbanizadas para renaturalização, revitalização e recuperação. Um estudo da bacia do Jaguaré**. Tese (doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 310p., 2017.
- ALLAN, J. D. **Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems**. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2nd. ed. Dordrecht: Springer, c2007. xiv, 436 p.
- BENDIX, J. **Flood Disturbance and the Distribution of Riparian Species Diversity**. *Geographical Review*, v. 87, n. 4, p. 468-483, 1997.
- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. **River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation**. *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 1926-1931, 2011.
- BYEON, S. J.; CHOI, H. J.; CHOI, G. W.; KIM, D. **Hydraulic Experiments of Urban River Meandering Method and Fish Habitat Revitalization**. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 20, n. 7, p. 2991-2998, 2016.
- BRADSHAW, A. D. **Underlying principles of restoration**. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 53, (Suppl. 1), p. 3–9, 1996.
- CAIRNS, J. Jr.; HECKMAN, J. R. **Restoration Ecology: The State of an Emerging Field**. *Annu. Rev. Energy*

Environ. v. 21, p. 167–89, 1996.

COLLINS, S. E.; FLOTEMERSCH, J. E.; SWECKER, C. D.; JONES, T. G. **Effectiveness of a Stream-Restoration Effort Using Natural Material Instream Structures**. Southeastern Naturalist, v. 14, n. 4, p. 612-622, 2015.

CONTRERAS, B. F. S. **Avaliação quali-quantitativa de impactos da revitalização do leito desconectado do rio Tubarão**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 87p., 2018.

DAHM, V.; HERING, D. **A modeling approach for identifying recolonisation source sites in river restoration planning**. Landscape Ecol, v. 31, p. 2323–2342, 2016.

DIXON, S. J.; SEAR, D. A.; ODoni, N. A.; SYKES, T.; LANE, S. N. **The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology**. Earth Surface Processes and Landforms, v. 41, p. 997–1008, 2016.

ECKE F.; HELLSTEN, S.; KÖHLER, J.; LORENZ, A. W.; RÄÄPYSJÄRVI, J.; SCHEUNIG, S.; SEGERSTEN, J.; BAATTRUP-PEDERSEN, A. **The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration**. Hydrobiologia, v. 769, p. 41–54, 2016.

European Centre for River Restoration - ECRR. 2020. **What is river restoration?** Disponível em: <http://www.ecrr.org/>. Acesso em 25/03/2020.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. **Why rehabilitate urban river systems?** Area, v. 38.3, p. 312-325, 2006.

GORSKY, M. C. B. (2008). **Rios e cidades: ruptura e reconciliação**. 243p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2008.

GROLL, M. **The passive river restoration approach as an efficient tool to improve the hydromorphological diversity of rivers – Case study from two river restoration projects in the German lower mountain range**. Geomorphology, v. 293, p. 69–83, 2017.

HANSEN, E. S.; BUDY, P. **The potential of passive stream restoration to improve stream habitat and minimize the impact of fish disease: a short-term assessment**. Journal of the North American Benthological Society, v. 30, n. 2, pp. 573-588, 2011.

JÄHNIG, S. C.; BRABEC, K.; BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; LORENZ, A. W.; OFENBÖCK, T.; VERDONSCHOT, P. F. M.; HERING, D. **A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers**. Journal of Applied Ecology, v. 47, p. 671–680, 2010.

JOHNSON, E. S.; KATHLEEN P. BELL, K. P.; LEAHY, J. E. **Disamenity to amenity: Spatial and temporal patterns of social response to river restoration progress**. Landscape and Urban Planning, 169, p. 208-219, 2018.

KAUFFMAN, J. B.; BESCHTA, R. L.; OTTING, N.; LYTJEN, D. **An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States**. Fisheries, v. 22, n. 5, p. 12–24, 1997.

KONDOLF, G.M.; YANG, C-N. **Planning River Restoration Projects: Social and Cultural Dimensions**. p. 43-60. In: River Restoration: Managing the Uncertainty. In: Restoring Physical Habitat. DARBY, S.; SEAR, D. (ed.), Inglaterra, John Wiley & Sons Ltd, 2008, 330p.

KRONVANG, B.; THODSEN, H.; KRISTENSEN, E. A.; SKRIVER, J.; WIBERG-LARSEN, P.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; PEDERSEN, M. L.; FRIBERG, N. (2008). **Ecological effects of re-meandering lowland streams and use of restoration in river basin management plans: experiences from Danish case studies** in Anais do 4th ECRR Conference on River Restoration Italy, 16-21 June 2008, p. 207-222.

LEPS, M.; SUNDERMANN, A.; TONKIN, J. D.; LORENZ, A. W.; HAASE, P. **Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches.** *Science of the Total Environment*, v. 557–558, p. 722–732, 2016.

MACWILLIAMS JR., M. L.; TOMPKINS, M. R.; STREET, R. L.; KONDOLF, G. M.; KITANIDIS, P. K. **Assessment of the Effectiveness of a Constructed Compound Channel River Restoration Project on an Incised Stream.** *J. Hydraul. Eng.*, v. 136, n. 12, p. 1042-1052, 2010.

MCCORMICK, A.; FISHER, K.; BRIERLEY, G. **Quantitative assessment of the relationships among ecological, morphological and aesthetic values in a river rehabilitation initiative.** *Journal of Environmental Management*, v. 153, pp. 60-67, 2015.

MILLER, J. R.; KOHEL, R. C. **Use and performance of in-stream structures for river restoration: a case study from North Carolina.** *Environ. Earth Sci.*, v. 68, p. 1563–1574, 2013.

MORANDI, B.; KAIL, J.; TOEDTER, A.; WOLTER, C.; PIÉGAY, H. **Diverse Approaches to Implement and Monitor River Restoration: A Comparative Perspective in France and Germany.** *Environmental Management*, v. 60, p. 931–946, 2017.

MORRIS, S.; MOSES, T. **Urban Stream Rehabilitation: A Design and Construction Case Study.** *Environmental Management*, v. 23, n. 2, p. 165–177, 1999.

MULLER, I.; DELISLE, M.; OLLITRAULT, M.; BERNEZ, I. **Responses of riparian plant communities and water quality after 8 years of passive ecological restoration using a BACI design.** *Hydrobiologia*, v. 781, p. 67–79, 2016.

PALMER, M.; ALLAN, J. D.; MEYER, J.; BERNHARDT, E. S. **River Restoration in the Twenty-First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts.** *Restoration Ecology*, v. 15, n. 3, p. 472–481, 2007.

POMPÊO, C. A.; FINOTTI, A. R.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. **Hidrologia ambiental em cursos d'água urbanos - Bacia do Córrego Grande.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2013.

RIOS-TOUMA, B.; PRESCOTT, C.; AXTELL, S.; KONDOLF, G. M. **Habitat restoration in the context of watershed prioritization: the ecological performance of urban stream restoration projects in Portland, Oregon.** *River Research and Applications*, v. 31, p. 755–766, 2015.

RONI, P.; BEECHIE, T. J. **Introduction to Restoration: Key Steps for Designing Effective Programs and Projects.** p. 1-10. In.: RONI, P.; BEECHIE, T. J. (editors). *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats.* Oxford, John Wiley & Sons, Ltd. 2013, 300p.

RONI, P.; PESS, G.; HANSON, K.; PEARSONS, M. **Selecting Appropriate Stream and Watershed Restoration Techniques.** pp. 144 – 188 *In Stream and Watershed Restoration A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats.* Org. por Roni, P e Beechie, T., ed. John Wiley & Sons, Ltd., Oxford, 2013, 300p.

RONI, P.; BEECHIE, T.; PESS, G.; HANSON, K. **Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v. 72, p. 466–478, 2015.

RUTHERFURD, I. D.; JERIE, K.; MARSH, N. A. **Rehabilitation Manual for Australian Streams.** Volume 2. Land and Water Resources Research and Development Corporation (LWRRDC) Canberra - ACT, 2000, 192 p.

SAMMONDS, M. J.; VIETZ, G. J. **Setting stream naturalisation goals to achieve ecosystem improvement in urbanising greenfield catchments.** *Area*, v. 47, n. 4, p. 386–395, 2015.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International*

Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

STOUT, J. C.; RUTHERFURD, I. D.; GROVE, J.; WEBB, A. J.; KITCHINGMAN, A.; TONKIN, Z.; LYON, J. **Passive Recovery of Wood Loads in Rivers**. *Water Resources Research*, v. 54, p. 8828–8846, 2018.

SOUDER, J. **The Human Dimensions of Stream Restoration: Working with Diverse Partners to Develop and Implement Restoration**. p. 114-143 *in* *Stream and Watershed Restoration A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Org. por Roni, P e Beechie, T., ed. John Wiley & Sons, Ltd., Oxford, 2013, 300p.

VISWANATHAN, V. C.; SCHIRMER, M. **Water quality deterioration as a driver for river restoration: a review of case studies from Asia, Europe and North America**. *Environ Earth Sci.*, v. 74, p. 3145–3158, 2015.

WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; BOS, D. G.; IMBERGER, S. J. **Restoring a stream through retention of urban stormwater runoff: a catchment-scale experiment in a social–ecological system**. *Freshwater Science*, v. 34, n. 3, p. 1161-1168, 2015.

WHEATON J.M.; DARBY, S. E.; SEAR, D. A. **The Scope of Uncertainties in River Restoration**. pp. 22-39 *In: River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat*. DARBY, S.; SEAR, D. (ed.), Inglaterra, John Wiley & Sons Ltd, 2008, 330p.

A INFLUÊNCIA DA DINÂMICA DAS MARÉS SOBRE O ZOOPLÂNCTON EM TRÊS PRAIAS DE CAMETÁ, PARÁ

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 20/05/2020

Elidineia Lima de Oliveira Mata

Universidade Federal do Pará, Campus
Universitário do Tocantins/Cametá, Faculdade de
Agronomia
Cametá – PA

<http://lattes.cnpq.br/2450023670185728>

Vitor Barbosa da Costa

Universidade Federal do Pará, Campus
Universitário do Tocantins/Cametá, Faculdade de
Agronomia
Cametá – PA

<http://lattes.cnpq.br/3884995798391513>

Kelli Garboza da Costa

Universidade Federal do Pará, Campus
Universitário do Tocantins/Cametá
Cametá – PA

<http://lattes.cnpq.br/5201196149691406>

RESUMO: Estudos relacionados a estrutura e composição do zooplâncton ainda são incipientes em praias de água doce na região de integração do baixo rio Tocantins. O presente estudo tem como objetivo verificar a dinâmica espacial do zooplâncton no rio Tocantins (Cametá, Pará) durante marés de sizígia e quadratura. A coleta

do zooplâncton foi realizada em três praias ao longo do rio Tocantins (Cametá-Tapera, Guajará e Aldeia), através da filtração de 400 L de água com auxílio de rede de plâncton (200 μm) em marés enchente e vazante. Paralelamente, foi realizada coleta de água para análise *in situ* do pH e da temperatura, além da medição de transparência da água com um disco de Secchi. Os valores de pH variaram entre os períodos de maré e locais de estudo, com valores entre 7 e 8 em marés de sizígia. A temperatura da água apresentou pouca variação (29°C a 30°C), o que é comum nas águas continentais e estuarinas da região de estudo. A transparência da água variou de 0,85 m (praia de Cametá-Tapera) a 1,29 m (praia da Aldeia). Um total de 11 táxons, entre eles, Copepoda Calanoida, Copepoda Cyclopoida, larvas de Bivalve, Cladocera, larvas de Polychaeta, Rotifera, Amphipoda, larvas de Gastropoda, larvas de inseto, larvas de peixes e larvas de caranguejo foram registrados nas praias estudadas. A densidade total do zooplâncton variou entre 7.995 ind./m³ (enchente/sizígia, praia de Cametá-Tapera) e 20.885 ind./m³ (enchente/quadratura, praia de Guajará), com valores mais elevados de copépodos Calanoida na praia de Cametá-Tapera e cladóceros nas praias de Guajará e Aldeia.

PALAVRAS-CHAVE: Mesozooplâncton, Dinâmica Espacial, Rio Tocantins.

INFLUENCE OF TIDAL DYNAMICS ON ZOOPLANKTON OF THE THREE BEACHS IN CAMETÁ, PARÁ

ABSTRACT: Studies related to the structure and composition of zooplankton are still incipient on freshwater beaches in the region of integration of the lower Tocantins River. The present study aims to verify the spatial dynamics of zooplankton in the Tocantins River (Cametá, Pará) during spring tide and quadrature. The collection of zooplankton was carried out on three beaches along the Tocantins River (Cametá -Tapera, Guajará and Aldeia), through the filtration of 400 L of water with the aid of plankton net (200 μm) in high and low tides. In parallel, water was collected for in situ analysis of pH and temperature, in addition to the measurement of water transparency with a Secchi disk. The pH values varied between tidal periods and study sites, with values between 7 and 8 in spring tides. The water temperature showed little variation (29 ° C to 30 ° C), which is common in continental and estuarine waters in the study region. Water transparency ranged from 0.85 m (Cametá -Tapera beach) to 1.29 m (Aldeia beach). A total of 11 taxa, including Copepoda Calanoida, Copepoda Cyclopoida, Bivalve larvae, Cladocera, Polychaeta larvae, Rotifera, Amphipoda, Gastropoda larvae, insect larvae, fish larvae and crab larvae were recorded on the studied beaches. The total density of zooplankton ranged between 7,995 ind./m³ (flood / syzygy, Cametá-Tapera beach) and 20,885 ind./m³ (flood / square, Guajará beach), with higher values of Calanoida copepods on Cametá beach -Tapera and cladóceros on the beaches of Guajará and Aldeia.

KEYWORDS: Mesozooplankton, Spatial dynamics, Tocantins River.

1 | INTRODUÇÃO

Os rios são sistemas que apresentam, da cabeceira à foz, uma sucessão de valores fisiográficos, físico-químicos e bióticos. São sistemas abertos, de fluxo contínuo, em que os nutrientes recebidos são carregados continuamente para longe do local de liberação e, juntas, essas características influenciam na distribuição espacial da comunidade planctônica (ARROJO & GRACIA, 2000). A variação do fluxo é um dos mais importantes fatores que modificam a abundância do plâncton ao longo do rio. O fluxo intenso reduz a abundância dos organismos e traz espécies adicionais dos tributários. Em contraste, rios com baixos fluxos desenvolvem comunidades típicas de ecossistemas lênticos (KOBAYASHI, 1998).

Na região tropical normalmente ocorre uma sucessão de espécies características dos diferentes períodos sazonais (seco e chuvoso). Espécies de rápida reprodução e amplo espectro alimentar (por exemplo, onívoros) predominam em épocas de escassez de alimento. Esses organismos são conhecidos como r-estrategistas, ao contrário dos k-estrategistas, que desenvolvem populações em um ritmo mais lento e quando o meio e

a oferta de alimento são favoráveis para sua reprodução (PINTO-COELHO, 2000).

O plâncton é formado por organismos que flutuam livremente na coluna d'água, com movimento próprio, mas com capacidade natatória limitada, sendo incapazes de vencer as correntezas (MATSUMURA-TUNDISI, 1999). Dentre os organismos planctônicos, o zooplâncton está representado pela grande maioria dos filos do reino animal, servindo como elo entre o fitoplâncton e muitos carnívoros, incluindo espécies de peixes de interesse comercial (DAY JR. et al., 1989; PARANAGUÁ et al., 2000). O zooplâncton é, portanto, um importante elo de energia e matéria entre os produtores e os demais consumidores, podendo sua composição servir como ferramenta de avaliação para o estado trófico do sistema.

O zooplâncton compreende organismos de tamanho que varia desde 40 μm a 2,5 cm ou até mais, representado principalmente por três grandes grupos: Rotifera, Cladocera e Copepoda, podendo fazer parte ocasionalmente, outros grupos, tais como: Protozoa, Diptera, Molusca e Turbellaria (TUNDISI, 1997). As espécies de zooplâncton respondem rapidamente às diferentes condições ambientais das massas de água. Temperatura, condutividade, pH, concentração de nutrientes, precipitação e dinâmica das marés são variáveis que determinam em conjunto um “envelope” de condições em que se desenvolve os organismos planctônicos. Portanto, o zooplâncton é um excelente indicador das condições físicas e químicas das massas de água, em sistemas lóticos e a sua composição determinam estas condições (ATTAYDE & BOZELLI, 1998). A diversidade e a composição do zooplâncton é um indicador não só das condições pristinas do sistema, mas de sua deterioração. Alterações da diversidade e composição estão diretamente relacionadas com os fatores de stress, tais como alta concentração de substâncias tóxicas, acidez ou basicidade (TUNDISI, 1997).

O Brasil carece de especialistas que estudam os organismos do zooplâncton sob o ponto de vista estritamente zoológico, enfocando a taxonomia dos Rotifera, Protozoa, Cladocera e Copepoda. O conhecimento que se tem sobre a taxonomia desses grupos, se restringe aos estudos feitos pelos limnólogos sobre a comunidade zooplanctônica principalmente de reservatórios (ESTEVES, 2011; NOGUEIRA 2001; MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003; SENDACZ & MONTEIRO JUNIOR, 2003; VELHO et al., 2005; BONECKER et al., 2005; TANIGUCHI et al., 2005; NOGUEIRA et al., 2008; LANSAC-TÔHA et al., 2009). Sabe-se, entretanto que os ecossistemas lóticos constituem um habitat especial que agrega um grande número de espécies, apresentando uma importante diversidade por apresentar um largo espectro de nichos.

No Brasil, a construção de grandes reservatórios de água tem sido justificada pela crescente demanda energética registrada no país (TUNDISI, 1999). Para Barbosa & Espíndola (2003), as represas são ecossistemas intermediários entre rios (lóticos) e lagos (lênticos) e possuem características específicas. O Rio Tocantins após a construção da barragem da Usina Hidrelétrica de Tucuruí – PA (UHE Tucuruí) passou a ser regido não

mais por seu fluxo natural, mas pela dinâmica produtiva da usina unido a dinâmica das marés. Com isso, ocorreu uma grande proliferação de algumas espécies e a redução ou até a eliminação de outras (HAHN & FUGI, 2007), incluindo espécies do zooplâncton. A escassez de trabalhos relacionados à composição e densidade do zooplâncton e ao efeito das marés sobre as mesmas, na área jusante da barragem, denota a importância de estudos desta natureza, uma vez que o conhecimento destas variações é de extrema importância para o entendimento das relações trofodinâmicas existentes no local.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em três praias do município de Cametá no estado do Pará, no rio Tocantins, são elas: praia da Aldeia, praia do Guajará e praia de Cametá Tapera. A praia da Aldeia está localizada dentro da cidade em um bairro chamado Aldeia. Guajará e Cametá Tapera são comunidades do município, distantes da cidade cerca de 6 e 11 km da sede da cidade, respectivamente (Figura 1).

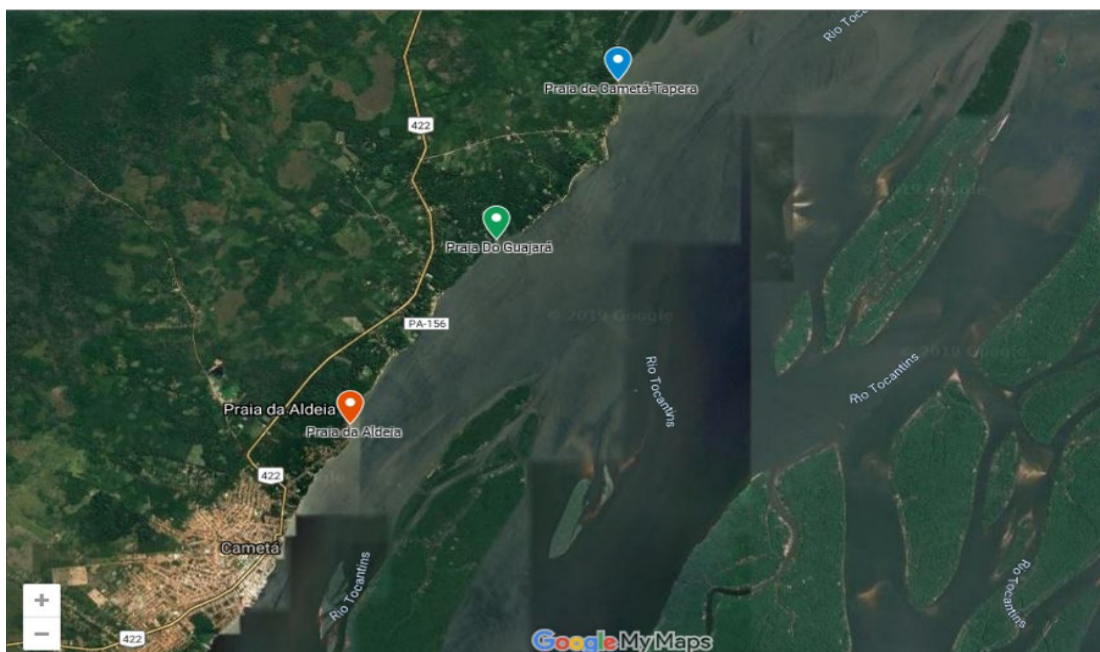


Figura 1 - Mapa de localização das três praias analisadas.

Fonte: Google maps, 2018.

As coletas do zooplâncton foram realizadas em marés de sizígia e quadratura, durante períodos de enchente e vazante, em três praias do rio Tocantins, totalizando 12 amostras. As amostras do zooplâncton foram obtidas por intermédio da filtragem de 400 litros de água superficial através de rede de plâncton cônica de 200 μm de abertura de malha, e comprimento de 1,5 metros. Após a coleta, os organismos foram acondicionados em frascos de polietileno de 500 mL, devidamente etiquetados e fixados em álcool 70% para posterior análises quali-quantitativas.

Para as análises quali-quantitativas, o material coletado foi completamente analisado. Os organismos zooplanctônicos foram identificados, contados e classificados em nível de grupos através da utilização de lupas estereoscópicas (Physis), placas de Petri quadriculadas e literatura específica (KOSTE & ROBERTSON, 1983; REID, 1985; ROBERTSON et al., 1989; SANTOS-SILVA et al., 1989; KOROVCHINSKY, 1992; PAGGI, 1995; entre outros).

Os valores obtidos para a densidade foram expressos em indivíduos por metro cúbico (ind./m³) com base no volume de água filtrada pela rede (400 litros): $D = N / V$ onde, D = densidade total do zooplâncton (ind./m³); N = número total de indivíduos da amostra; V = volume de água filtrado pela rede durante a filtração (m³). A abundância relativa de cada táxon foi expressa utilizando a seguinte fórmula: $A = (n_i \times 100) / N$ onde, A = abundância relativa (%); n_i = número de indivíduos por grupo; N = número total de indivíduos da amostra.

A frequência de ocorrência foi calculada pela relação percentual entre o número de amostras em que cada grupo ocorreu pelo número total de amostras analisadas. Em função dos resultados obtidos, os grupos identificados foram classificados em muito frequente ($\geq 70\%$), frequente ($< 70\% - > 30\%$), pouco frequente ($\leq 30\% - > 10\%$) e esporádica ($\leq 10\%$).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados aqui apresentados constitui as primeiras informações sobre a comunidade zooplanctônica das três principais praias do município de Cametá.

Os rios são sistemas abertos, de fluxo contínuo, em que os nutrientes recebidos são carreados continuamente para longe do local de liberação, essas características, juntamente com uma sucessão de valores fisiográficos, físico-químicos e bióticos ao longo deste, influenciam na distribuição espacial da comunidade planctônica (ARROJO & GRACIA, 2000). Alguns fatores influenciam mais grandemente, tais como potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura e transparência da água. Os valores de pH não variaram significativamente entre os períodos de maré e locais de estudo, 7,02 e 8,21 (ench de maré de sizígia, na PA), na maré de quadratura nos períodos de enchente e vazante os resultados são muito próximos dos resultados encontrados na maré de sizígia (Tabela 1). A temperatura da água apresentou pouca variação na maré de sizígia (ench 30,02 °C – 30,4 °C e vaz 29,1 °C – 29,4 °C) em Cametá Tapera e Guajará, na maré de quadratura também não houve variação significativa (ench 30,1 °C – 31,2 °C e vaz 29,6 °C – 30,5 °C) nas três praias. Os valores registrados para temperatura demonstram estabilidade térmica que segundo SECTAM (1992) é regida pelos ventos E e NE do anticlone subtropical semifixo do atlântico Sul e do anticiclone, comum nas águas continentais paraenses. A transparência variou maré de 0,85 m na Cametá Tapera na vazante da maré de quadratura a 1,29 m

na Aldeia durante a enchente de quadratura. Os demais resultados da transparência são valores muito semelhante na determinação da turbidez da água (tabela 1). No geral, os valores são resultantes da atuação do período seco, indicando maior influência das águas marinhas que adentram os continentes, e do ecossistema predominante de várzea, com solo fértil em nutrientes e com pH alcalino (Tabela 1).

Praias	Ciclos de maré		Variáveis		
			pH	Temperatura (°C)	Transparência (m)
Aldeia	Sizígia	ENCH	7,0	30,3	1,24
		VAZ	8,0	29,1	1,24
	Quadratura	ENCH	7,3	30,1	1,29
		VAZ	7,7	29,6	1,27
Guajará	Sizígia	ENCH	7,5	30,2	1,19
		VAZ	7,6	29,4	0,93
	Quadratura	ENCH	7,4	30,3	1,21
		VAZ	7,3	29,6	1,17
Cametá-Tapera	Sizígia	ENCH	8,2	30,4	1,08
		VAZ	8,1	29,3	1,22
	Quadratura	ENCH	8,1	31,2	1,20
		VAZ	7,1	30,5	0,85

Tabela 1 – Variáveis físico-químicas do rio Tocantins nas localidades da Praia da Aldeia, Praia do Guajará e Praia de Cametá-Tapera no município de Cametá (Pará, Brasil).

A transparência da água medida pelo disco de Secchi mostrou que de maneira geral as praias apresentaram baixa transparência, o que pode ser explicado pela grande quantidade de material em suspensão. A diferença dos valores se deve provavelmente aos tipos de sedimentos no fundo do rio, onde nas praias de Cametá Tapera e Guajará são mais argilosos e quando os sedimentos são agitados pela dinâmica das marés inibe a penetração da luz, resultando em águas mais turvas.

O rio Tocantins no município de Cametá tem influência direta da UHE de Tucuruí, por estar a jusante da barragem, onde os efeitos negativos repercutiram com maior intensidade sobre a área de estudo. A vazão natural do rio passou a ser controlada pelo empreendimento energético, alterando esse ecossistema, como mostra COSTA (2004): “o período de águas grandes, das cheias e das vazantes, agora ficam ao sabor dos gigantescos vertedouros da hidrelétrica”. O autor relaciona o número de organismos zooplanctônico prejudiciais ao desequilíbrio ambiental provocado pela barragem.

O zooplâncton é um excelente bioindicador de qualidade da água, que pode indicar através da sua composição, diversidade e abundância se as condições da água estão de boa ou má qualidade. Alguns acumulam toxinas que pode ser repassada para níveis tróficos superiores (como exemplo, as larvas de peixes). Há espécies que causam queimaduras (caravelas) e parasitam o corpo humano (protozoários).

São muito diversos e estão presentes em elevada quantidade, servindo como principal fonte de proteínas nos ambientes aquáticos. São utilizados como alimento em laboratórios de cultivo e na piscicultura, sendo, portanto, responsáveis pela transferência de matéria e energia para os peixes (mapará, sardinha...), mamíferos aquáticos (botos, baleias...) e demais níveis tróficos.

Na cadeia alimentar aquática (Figura 2), o fitoplâncton (algas) é representado pelos produtores. Eles precisam de luz para produzir seu próprio alimento e então servir de alimento para o zooplâncton e outros consumidores. O zooplâncton se alimenta dos produtores (fitoplâncton), de detritos (partículas na coluna d'água) e de consumidores primários. Podem ser classificados, quanto a sua alimentação, como: herbívoros (se alimentam dos produtores), carnívoros (se alimentam dos consumidores primários), onívoros (se alimentam de tudo) e detritívoros (se alimentam de detritos).

Os organismos planctônicos são responsáveis pela transferência de matéria e energia para os peixes (mapará, sardinha...), mamíferos aquáticos (botos, baleias...), e demais níveis tróficos.

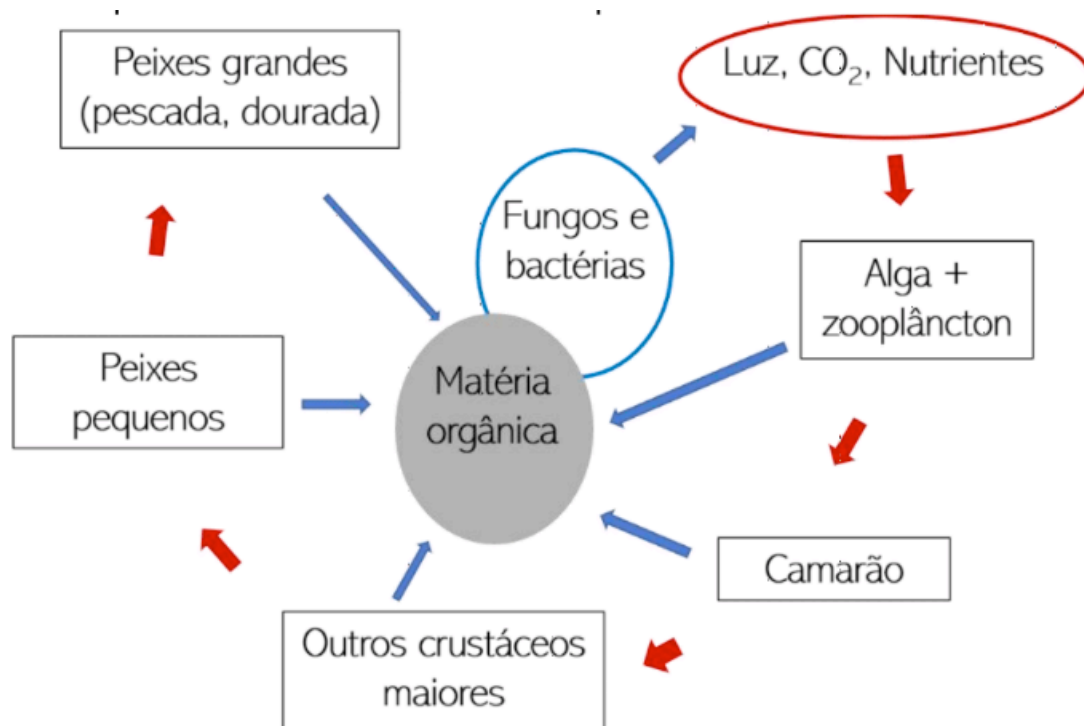


Figura 2 – Esquema da cadeia alimentar aquática.

Fonte: Autores, 2019

O inventário identificou 10 táxons do zooplâncton, entre eles, Copepoda Calanoida, Copepoda Cyclopoida, ovos e náuplius de Copepoda, larvas de Bivalve, Cladocera, larvas de Polychaeta, Rotífera, Amphipoda, Gastrópoda, larvas de inseto e larvas de peixes. No total foram 62.580 indivíduos coletados, distribuídos da seguinte forma: 25.177 foram coletados na praia da Aldeia, 22.905 na praia do Guajará e 14.498 na praia de Cameté

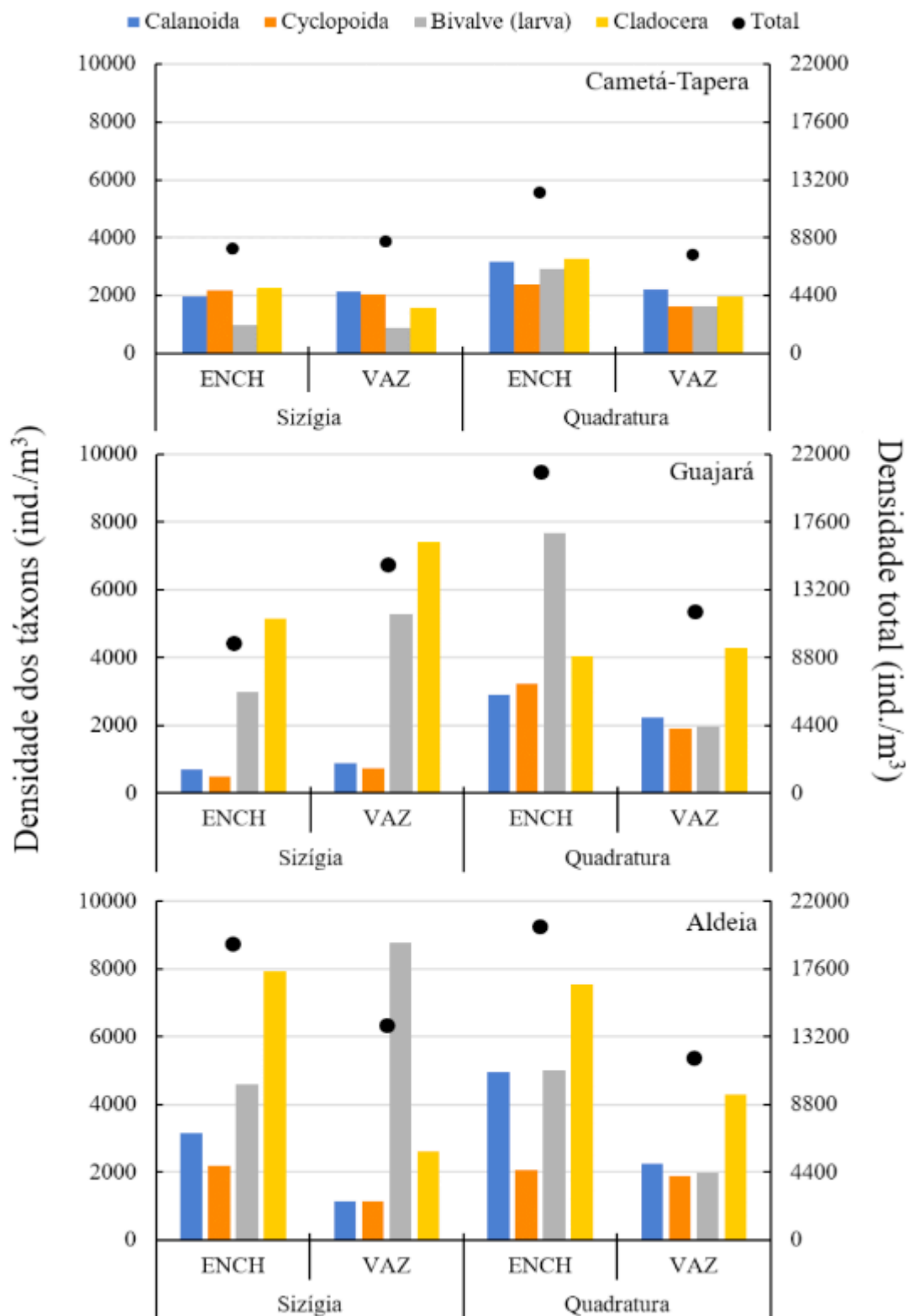


Figura 3 – Densidade total do zooplâncton e dos táxons mais representativos das praias da Aldeia, Guajará e Cameté-Tapera (Cameté, Pará).

A densidade total do zooplâncton variou entre 7.995 ind/m³ (enchente de sizígia, praia de Cameté-Tapera) e 20.885 ind/m³ (enchente de quadratura, praia de Guajará), com valores mais elevados de copépodos Calanoida na praia de Cameté-Tapera e cladóceros

nas praias de Guajará e Aldeia (Figura 3).

A elevada densidade de Cladocera pode ser explicada pela temperatura da água, pois estudos mostram um aumento populacional quando há temperaturas elevadas (26°C – 30°C), como já foi descrito por ESTEVES (2011). No período de vazante a densidade mais elevada foi de larvas de Bivalve, que é um dos melhores bioindicadores de poluição já conhecidos, por serem organismos filtradores e bioacumuladores de substâncias tóxicas, como o benzeno e metais pesados (MONTEIRO, 2001). Por esse motivo, eles são utilizados mundialmente como indicadores de poluição fecal de acordo com HENRIQUES et al. (2000). Essa informação corrobora com os resultados dessa pesquisa, tendo em vista que a alta densidade desse organismo na PA pode ser explicada pela localização da mesma, uma vez que essa praia recebe elevada quantidade de dejetos domésticos, incluindo esgoto, de todas as residências da sede municipal. A descarga desses materiais em reservatórios d'água, como os rios, são as causas poluidoras mais comuns dos ambientes aquáticos (BARRETO, 2008). Em geral esses organismos têm estratégias adequadas para se manter em ambiente variável e imprevisível (ESTEVES, 2011).

Cametá Tapera foi a praia com menor densidade zooplancônica, contudo, apresentou uma distribuição mais equitativa na densidade populacional dos grupos, exceto para as larvas de Bivalve que tiveram os maiores valores nas marés de quadratura.

No geral, se obteve densidades populacionais maiores nas enchentes de quadratura de todas as praias. As contínuas variações de maré influenciam diretamente a dinâmica dos organismos aquáticos (PENNAK, 1957). Analisando os períodos de marés de sizígia apenas na Aldeia registrou-se maior densidade na maré enchente, enquanto nas demais a maior quantidade foi durante a maré vazante. Na quadratura, as marés enchentes apresentaram densidade superior à vazante em todas as praias.

Em relação à abundância relativa dos táxons mais representativos, observa-se uma distribuição menos equitativa nas praias da Aldeia e Guajará, e mais equitativa em Cametá-Tapera, com destaque para 2 táxons em ambas as praias (Figura 4). A maior parte das comunidades limnéticas é caracterizada por apresentar grupo excepcionalmente dominantes em abundância sobre as outras. Sendo que a abundância pode variar consideravelmente de um ambiente para outro (PENNAK, 1957).

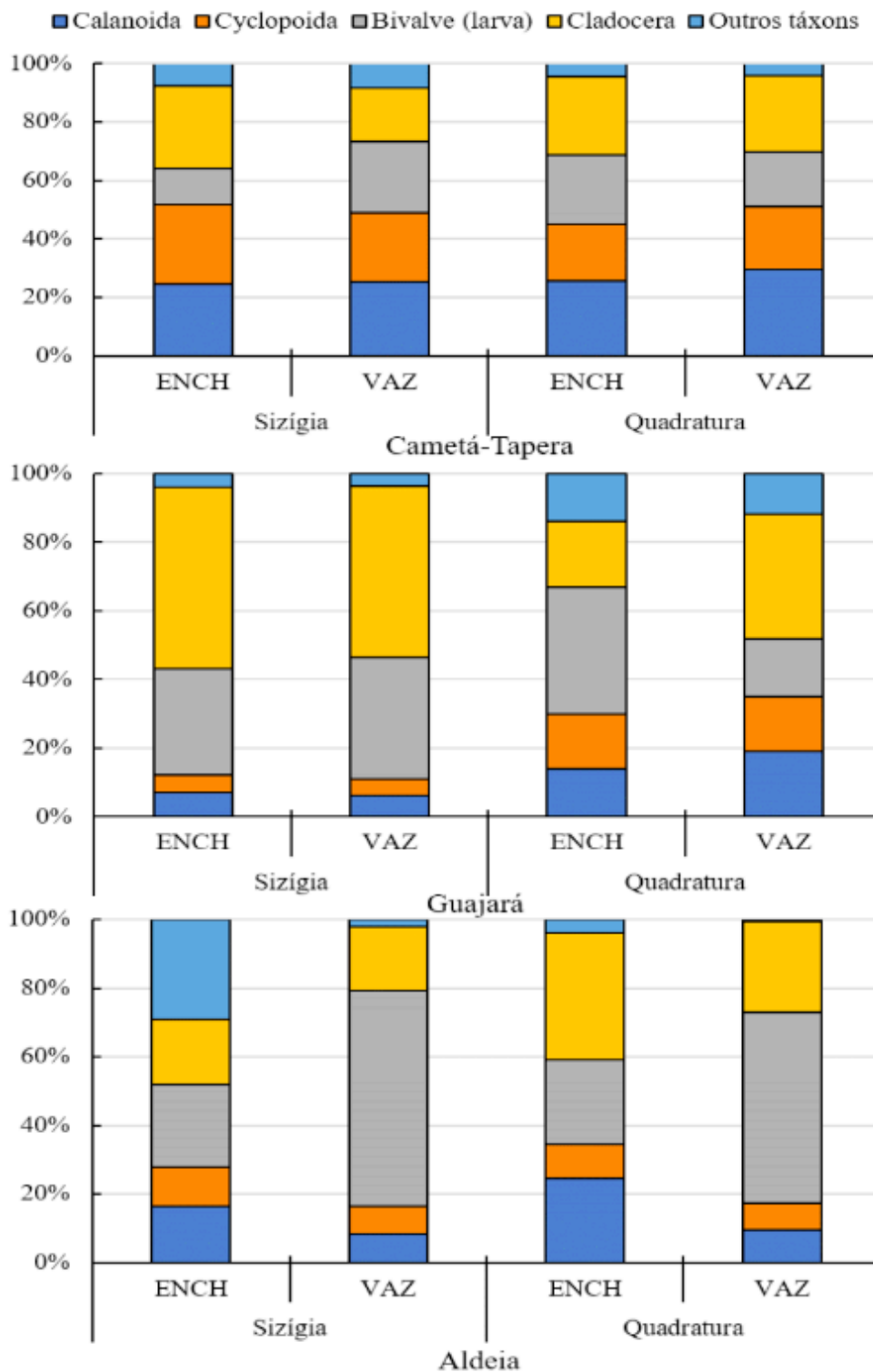


Figura 4 – Abundância relativa de táxons mais representativos do zooplâncton das praias da Aldeia, Guajará e Cametá-Tapera (Cametá, Pará).

Na praia da Aldeia, o grupo mais abundante foi larva de Bivalve com 55,79% de predominância na maré vazante de quadratura, seguido por Cladocera (37,04%) na enchente de quadratura (Figura 4). Por outro lado, na Praia de Cametá Tapera as larvas de Bivalve foram menos abundantes (variando entre 12,32% e 24,10%) que pode ser explicada devido a distância do centro urbano, como já descrito anteriormente por HENRIQUES (2000), tendo em vista que essa praia não possui tantas residências como

na sede municipal.

A praia do Guajará, apresentou mais abundância no grupo das Cladoceras com 53% de dominância na maré de enchente e 49,99% na maré vazante de sizígia. *Em contrapartida* as larvas de Bivalves apresentaram 37% na enchente de quadratura, contudo os Cladoceros mostram em abundância na vazante de quadratura (Figura 4).

Dessa forma na praia do Guajará o grupo mais abundante foi o Cladocero.

Cametá Tapera na maré de enchente de sizígia os Cladoceros têm predominância de (28,27%) e na quadratura (26,74%). Os Calanóidas estiveram mais presentes nas marés de vazantes (25,31%) de sizígia e (29,48%) de quadratura.

Os copépodos (incluindo os estágios naupliar e adultos das ordens Calanoida e Cyclopoida), larvas de bivalve, cladóceros e larvas de poliqueta foram muito frequentes, estando presentes em todas as praias estudadas.

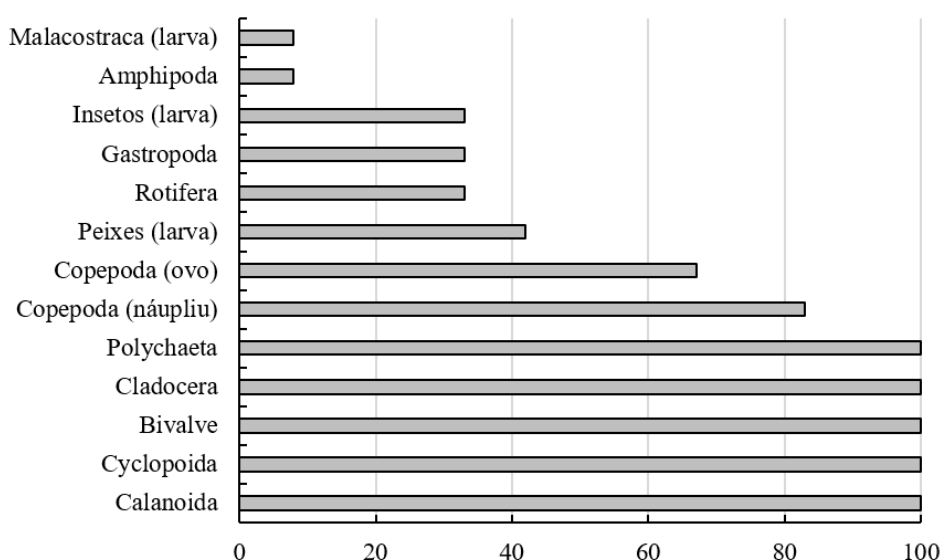


Figura 5 – Frequência de ocorrência do zooplâncton nas praias da Aldeia, Guajará e Cametá-Tapera (Cametá, Pará).

Ovos de copépodos, larvas de peixes, rotíferos, larvas de gastrópodos e de insetos foram frequentes, enquanto anfípodos e larvas de caranguejo foram esporádicos estando presentes apenas em uma amostra (Figura 5). Rotíferos e larvas de caranguejo foram observados somente na Praia de Cametá-Tapera, com ocorrência dessas larvas apenas na maré vazante de quadratura. Por outro lado, as larvas de gastrópodos e anfípodos não foram observados em Cametá-Tapera, estando o último presente apenas na Praia do Guajará em maré enchente de sizígia.

4 | CONCLUSÃO

De forma geral, o rio Tocantins apresenta variações quinzenais das marés,

como observado em ambientes estuarinos do Pará, que influenciaram a composição e a abundância da comunidade zooplanctônica local. Não obstante, a dominância de diferentes grupos nas praias estudadas pode ser decorrente da quantidade de efluentes domésticos e de outros fatores autóctones e alóctones, que afetam diretamente a estrutura da comunidade zooplanctônica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica e de Desenvolvimento Tecnológico e Inovação da Universidade Federal do Pará pela concessão de bolsas aos autores Elidineia Lima de Oliveira Mata e Vitor Barbosa da Costa.

REFERÊNCIAS

- ARROJO, P.; GRACIA JJ. **Los trasvases del Ebro a debate**. Barcelona: Nueva Cultura del Agua; 2000.
- ATTAYDE, J. L.; BOZELLI, R. L. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 55 ed., p. 1789-1797. 1998.
- BARBOSA, D. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (Eds.). **Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, p. 16-22. 2003.
- BARRETO, E. SOUZA, O. V.; FERNANDES, H. S. Moluscos bivalves: Organismos Bioindicadores da Qualidade Microbiológica das Águas: Uma Revisão. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal** (v.2, n.2), 4 ed. p. 18 - 31 (2008).
- BONECKER, C. C.; COSTA, C. L.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Paraná State - Mato Grosso do Sul State, Brazil). **Hydrobiologia** 546, p. 405-414. 2005.
- COSTA, G. S. **Desenvolvimento rural sustentável com base no paradigma da agroecologia: estudo sobre a região das ilhas em Cametá, Pará-Brasil**. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento – PLADES) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos - NAEA, Universidade Federal do Pará - UFPA. Belém. 2004.
- DAY JR, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YANES-ARANCIBA, A. Estuarine Ecology. **New York: John Wiley**, p. 558. 1989.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos da Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: **Interciência**, 2011.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, p. 469-480. 2007.
- HENRRQUES, M.B.; ZAMARIOLI, L.A.; PEREIRA, O.M.; FAUSTINO, J.S. **Contaminação bacteriológica no tecido mole do mexilhão Perna perna (LINAEUS, 1758) nos bancos naturais do litoral da Baixada Santista, Estado de São Paulo**. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v.33, p.69-79, 2000.
- KOBAYASHI T, SHIEL R, GIBBS P, DIXON P. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River:

comparison of community structure with other rivers. **Hydrobiologia**.; 377, p. 133-145.1998.

KOROVCHINSKY, N. M. **Sididae and Holopedidae (Crustacea: Daphniiformes)**. The Hague: SPB Academic Publishing, p. 82. 1992.

KOSTE, W.; ROBERTSON, B. Taxonomic studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes, from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha da Marchantaria, rio Solimões, Amazonas. **Amazoniana**, 8 ed., p. 225-254. 1983.

LANSAC -TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. ; VELHO, L. F. M.; SILVA, N. R. S.; DIAS, J.; ALVES, G. M; TAKAHASHI, E. M. 2009. Biodiversity of zooplankton community in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, 69 ed., p. 539-549. 2009.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W. Copépodes Planctônicos. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. **Invertebrados de água doce**. São Paulo: Fapesp, p. 91-100. 1999.

MONTEIRO, A.M.; **Indicadores de contaminação fecal para ostra-do-mangue (Crassostrea rhizophorae) comercializada na Praia do Futuro**, Fortaleza, Ceará. 2001.

NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo. Brazil. **Hydrobiologia** 455, p. 1-18. 2001.

NOGUEIRA, M. G.; REIS OLIVEIRA, P. C.; BRITTO, Y. T. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). **Limnetica** 27 ed., p. 151-170. 2008.

PAGGI, J. C. Crustacea Cladocera. In: LOPRETTO, E. C.; TELL, G. (Ed.). Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio III. La Plata: **Ediciones**. Sur, p. 909-971. 1995.

PARANAGUÁ, M. N.; NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. M. de O. **O Zooplâncton**. In: BARROS, H. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MACEDO, S. J.; LIMA, T. (Eds.), Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais. Recife: Ed. Universitária da UFPE, p. 89-102. 2000.

PENNAK, R. W. Species composition of limnetic zooplankton communities. **Limnol. Oceanogr. Biol.**, p. 131-140, 1957.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, p. 252. 2000.

REID, J. W. **Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda)**. Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo 9, p. 17-143.1985.

ROBERTSON, B. A.; SILVA, E. N. S.; REID, J. 1989. Atlas de copépodos planctônicos Calanoida e Cyclopoida (Crustácea) da Amazônia Brasileira. Represa de Curuá- Una, Pará. **Revista Brasileira de Zoologia** 4 ed., p. 725-758. 1989.

SANTOS-SILVA, E. N.; ROBERTSON, B. A.; REID, J.; HARDY, E. R. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira. Volume I. Represa de Curuá-Una, Pará. **Revista Brasileira de Zoologia** 4 ed., p. 725-758. 1989.

SECTAM. **Parque Estadual do Utinga: estudo ambiental**. Belém: Secretaria de Estado de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente. 107 p. Relatório Técnico SOFREL-018/92. 1992.

SENDACZ, S.; MONTEIRO-JUNIOR, A. J.. Zooplâncton e características limnológicas da planície de inundação do rio Paraná. In: HENRY, R. (ed.), **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São

Carlos: Rima, p. 61-82. 2003.

TANIGUCHI, G. M.; BICUDO, D. C.; SENNA, P. A. C. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifíton em uma lagoa da planície de inundação do rio Mogi-guaçu. **Revista Brasil. Bot.** 28, p. 137-147. 2005.

TUNDISI, T. M. 1997. **Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo**. Universidade Federal de São Carlos. Disponível em: <<http://www.biota.org.br/info/historico/workshop/revisoes/zooplancton.pdf>>. Acesso em junho de 2018.

TUNDISI, J. G. 1999. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: Instituto Internacional de Limnologia, p. 24. 1999.

VELHO, L. F.; LANSAC-TÔHA, F. A. BONECKER, C. C. Distribuição Longitudinal da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (eds), **Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais**. Rima, São Carlos, p. 129-136. 2005.

ASPECTOS SEDIMENTOLÓGICOS DO RIO PARAGUAI NA ÁREA COMPREENDIDA ENTRE A MONTANTE DA PRAIA DO JULIÃO E A JUSANTE DO BARRANCO DO TOURO - MUNICÍPIO DE CÁCERES

Data de aceite: 01/07/2020

Bruno Ramos Brum

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Michelle do Espírito Santo Bertolino

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Fernando Guilert Pinheiro Borges

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Mauri Queiroz de Menezes Junior

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Carolina da Costa Tavares

Programa de Pós-Graduação em Geografia – (PPGGEO), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Célia Alves de Souza

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Programa de Pós-Graduação em Geografia – (PPGGEO), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

Ernandes Sobreira Oliveira Junior

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – (PPGCA), Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

RESUMO: Em regiões onde o crescimento urbano não foi planejado, é comum o excesso de entrada de sedimentos nos corpos hídricos como fonte geradora de problemas relacionados ao assoreamento, à inundação de áreas próximas aos canais de drenagem e deterioração da qualidade da água. Isto demonstra que as transformações naturais ou oriundas de processos antrópicos são inevitáveis numa bacia hidrográfica como a do rio Paraguai, um dos rios mais importantes da região Centro-Oeste brasileira. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi caracterizar e quantificar a composição granulométrica do sedimento de fundo ao longo do perfil longitudinal no rio Paraguai, no município de Cáceres. Foram estabelecidos oito pontos amostrais para coleta de sedimentos, realizada com uma draga do tipo “Van Veen” (amostrador de mandíbulas). Para o fracionamento do material de fundo em argila e silte, utilizou-se o método de pipetagem, e a mensuração das frações de areia foi obtida com o peneiramento. Os resultados demonstraram

a predominância de material arenoso, indicando que o rio Paraguai possui capacidade de transportar sedimentos de fundo e que o processo de sedimentação provavelmente está associado ao uso da terra nas áreas de planalto.

PALAVRAS-CHAVE: Hidrosedimentação; Bacia Hidrográfica; Recursos Hídricos, Sedimento de Fundo; Dinâmica Fluvial.

ABSTRACT: In regions where urban growth was not planned, it is common for or to exceed the entry of sediments into water bodies as a source of problems related to silting, flooding of areas close to drainage channels and deterioration of water quality. This demonstrates that natural transformations or resulting from anthropic processes are inevitable in a hydrographic basin such as the Paraguay River, one of the most important rivers in the Brazilian Midwest region. In this sense, the objective of this study was to characterize and quantify a granulometric composition of bottom sediments along the longitudinal profile in the Paraguay River, in the municipality of Cáceres. Eight sampling points were selected for sediment collection, carried out with a “Van Veen” type sample (jaw sampler). For the fractionation of the bottom material into clay and silt, use the pipetting method and the measurement of sand fractions was used with sieving. The results showed a predominance of the sandy material, which indicates the Paraguay River has the capacity to transport bottom sediments and that the sedimentation process is probably associated with the use of areas of the plateau.

KEYWORDS: Hydrosedimentation; Hydrographic basin; Water Resources, Bottom Sediment; Fluvial Dynamics.

1 | INTRODUÇÃO

Bacia hidrográfica pode ser definida como área delimitada pelo relevo que corresponde a uma célula básica de análise ambiental e drena as águas das chuvas e dos cursos d'água para um rio, denominado como rio principal, permitindo avaliar os diversos componentes, processos e interações que nela ocorrem (BOTELHO e SILVA, 2007; SILVEIRA 2010).

Neste sentido, independentemente de seu tamanho, um curso de água é sempre resultado da contribuição de determinada área topográfica e das interações dos recursos hídricos, material de origem, topografia, vegetação e clima (LEOPOLD; EMMETT e MYRICK, 1971).

De acordo com Christofletti (1977), a dinâmica fluvial resulta em remoção, transporte e deposição de partículas presentes no sistema de drenagem, e embora possa sofrer alterações por pressões antrópicas, os processos sedimentares ocorrem naturalmente em ambientes fluviais (BUHLER e SOUZA, 2012), seja pela ação da água, vento, gravidade, gelo ou por agentes biológicos (CARVALHO, 1994).

Neste sentido, Souza et al. (2015) ressaltam que o comportamento de uma bacia,

em relação ao transporte de sedimentos, varia muito desde as partes mais altas até as planícies, e depende de fatores litológicos, declividade, regime de chuvas, tipo de solo e cobertura vegetal.

Sendo assim, as modificações por processos naturais ou antrópicos são inevitáveis e também atingem o principal canal de escoamento do Pantanal, que é o rio Paraguai (SANTOS et al., 2012).

De acordo com Souza (2004), em função de sua forma de anfiteatro, o rio Paraguai, considerado um dos corpos hídricos mais importantes do Brasil, funciona como uma grande bacia de recepção de águas e sedimentos.

Os processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos nesse rio são dinâmicos e se modifica ao longo dos anos por serem interdependentes de mudanças no fluxo e carga existente. Conseqüentemente, este se distribui de forma espacial devido à velocidade e turbulência do fluxo dentro do canal (SUGUIO e BIGARELLA, 1990; CUNHA, 2001; SILVA et al., 2013).

Com as mudanças provocadas pela intervenção dos processos de ocupação da terra desde a década de 70, com os incentivos para a expansão da agricultura, houve o aumento do transporte de sedimentos do Planalto da bacia para o baixo curso dos tributários, e no rio Paraguai tal fato tornou-se uma das principais preocupações ambientais.

Segundo Singh et al., (2008), o planejamento de vários processos de conservação do solo e água, análises de sedimentação em reservatório, estudos de mudança na morfologia de rios, deposição em fundos de rios e planejamentos de projetos agrícolas denotam a importância dos estudos sobre dinâmica fluvial.

Dessa forma, cabe destacar alguns trabalhos relacionados aos aspectos sedimentológicos, realizados com intuito de subsidiar o manejo e a gestão dos recursos hídricos da bacia do rio Paraguai, estudando: em Souza (2004), a dinâmica deste rio em três compartimentos; Silva et al. (2007), a erosão na margem direita do rio; Souza e Cunha (2007), a dinâmica das margens do rio, entre a cidade de Cáceres e a estação ecológica da ilha de Taiamã; Justiniano (2010), a dinâmica fluvial do rio entre a foz do Sepotuba e a do Cabaçal; Leandro, Souza e Chaves (2012), os aspectos sedimentares na baía Negra, corredor fluvial do rio; Silva et al. (2011), a erosão marginal e sedimentação no rio, no município de Cáceres; Bühler (2011), os tipos de sedimentos transportados pelo rio no perímetro urbano de Cáceres; Leandro e Souza (2012), a composição granulométrica dos sedimentos de fundo, entre a foz do rio Cabaçal e a cidade de Cáceres; Bühler e Souza (2012), os aspectos sedimentares do rio no perímetro urbano de Cáceres; Silva et al. (2012), a evolução das feições morfológicas do rio, no Pantanal na região de Cáceres; Souza et al. (2013), o aporte de sedimentos e composição granulométrica dos mesmos, no baixo curso dos tributários Sepotuba, Cabaçal e Jauru; Silva et al. (2013), o transporte e deposição de sedimentos entre a baía do Quati e a Passagem Velha; Souza et al. (2015), o transporte de sedimentos no rio, entre a cidade de Cáceres e a estação ecológica da

ilha de Taiamã; Bühler et al. (2015), caracterização do tipo e da quantidade de sedimentos presentes no rio, no trecho entre o perímetro urbano de Cáceres; Tavares et al. (2019), análise das características morfológicas e o aporte sedimentológico dos horizontes de solo na planície do corredor fluvial do rio Paraguai em Cáceres.

Neste sentido, o objetivo deste estudo foi caracterizar e quantificar a composição granulométrica do sedimento de fundo do rio Paraguai ao longo do perfil longitudinal desse rio, na área compreendida entre a montante da praia do Julião e a jusante do barranco do Touro, no intuito de subsidiar práticas de manejo e gestão dos recursos hídricos.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma seção do rio Paraguai, próxima à cidade de Cáceres, entre as coordenadas geográficas de 16° 04'00" a 16° 11'00" de latitude Sul e 57°42'00" a 57°47'00", conforme Figura 01.

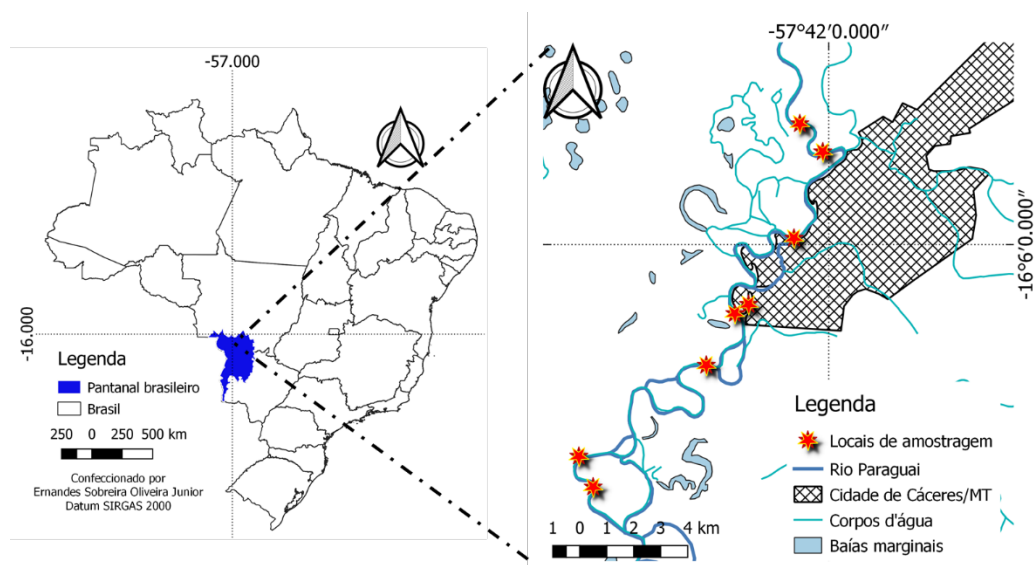


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo com pontos de amostragem no rio Paraguai.

As amostras foram coletadas em oito pontos localizados entre a montante da praia do Julião e a jusante do barranco do Touro, conforme tabela 1, abaixo. As coletas ocorreram no final do mês de maio, período definido por Camargo (2011) como chuvoso, com média de precipitação mensal variando de 50 a 330 mm.

Ponto	Descrição	Coordenadas Geográficas	
		Latitude	Longitude
P1	Montante da praia do Julião	16° 3'27.00"S	57°42'33.06"O
P2	Jusante da praia do Julião	16° 4'4.68"S	57°42'7.44"O
P3	Bairro EMPA	16° 5'52.14"S	57°42'43.44"O
P4	Antes da Baía do Sadao	16° 7'25.44"S	57°43'57.24"O
P5	Na baía do Sadao	16° 7'14.64"S	57°43'40.08"O
P6	Próximo a Fazenda Grendene	16° 8'30.54"S	57°44'32.82"O
P7	Montante do barranco doTouro	16°10'23.76"S	57°47'11.70"O
P8	Jusante do barranco doTouro	16°11'2.22"S	57°46'53.88"O

Tabela 1. Pontos de amostragem no rio Paraguai, com suas respectivas coordenadas geográficas.

2.2 Coleta do sedimento de fundo

Para a coleta do material de fundo, foi utilizada a draga do tipo “Van Veen” (amostrador de mandíbulas), que é lançada até o fundo do canal e ao atingir o solo, esta se fecha coletando o sedimento, conforme Figura 2. Após a coleta, o sedimento foi acondicionado em sacolas plásticas devidamente etiquetadas.

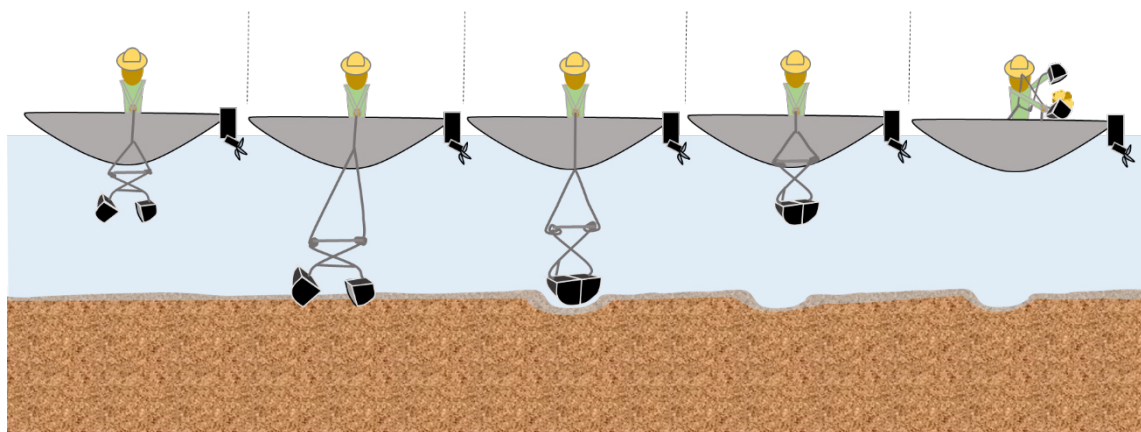


Figura 2: Esquema ilustrativo demonstrando o processo de coleta de sedimento de fundo com a draga de “van Veen”.

Fonte: Adaptado de Franco 2007.

2.3 Análise granulométrica

Para o fracionamento do material de fundo em argila e silte, utilizou-se o método de pipetagem, conforme as recomendações da EMBRAPA (1997).

A quantificação das frações de areia (grossa, média e fina) foi obtida com o peneiramento (SUGUIO, 1973) em que a fração de areia separada pelo método de dispersão total passou por processo mecânico de peneiramento no agitador eletromagnético, com uma sequência de peneiras padronizadas, (ASTM) de 4.75 ϕ a 2.0 ϕ para areia grossa; de

2.0 ϕ a 0.425 ϕ para areia média; de 0.425 ϕ a 0.075 ϕ para areia fina; de 0.075 ϕ a 0.005 ϕ e de 0.005 ϕ a 0.001 ϕ , por 30 minutos (ASTM). O material retido em cada uma das peneiras foi pesado separadamente, determinando as frações de areia (SUGUIO, 1973; SOUZA et al., 2012).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo permitiu obter informações sobre a granulometria dos sedimentos de fundo em oito pontos ao longo do perfil longitudinal no rio Paraguai, na área compreendida entre a montante da praia do Julião e a jusante do barranco do Touro, conforme tabela 2.

Ponto amostral	Areia grossa		Areia média		Areia fina		Silte		Argila	
	g	%	g	%	g	%	g	%	g	%
P1- Montante praia do Julião	0,00	0,00	0,15	0,75	19,75	98,75	0,11	0,27	0,04	0,20
P2- Jusante praia do Julião	0,00	0,00	1,20	6,00	18,70	93,50	0,04	0,22	0,04	0,22
P3- Bairro EMPA	0,38	1,90	9,27	46,35	9,33	46,65	0,98	4,90	0,04	0,20
P4- Antes da Baía do Sadao	0,80	4,00	7,73	38,65	11,36	56,80	0,06	0,30	0,05	0,25
P5- Na baía do Sadao	0,00	0,00	0,31	1,55	19,61	98,05	0,03	0,15	0,04	0,20
P6- Próximo a Fazenda Grendene	0,01	0,05	6,36	31,90	13,55	67,75	0,01	0,05	0,05	0,25
P7- Montante barranco doTouro	0,00	0,00	5,01	25,5	14,91	74,55	0,03	0,15	0,04	0,22
P8- Jusante barranco doTouro	0,26	1,30	7,60	38,00	12,07	60,35	0,02	0,15	0,04	0,22

Tabela 2: Composição granulométrica de sedimento de fundo do Rio Paraguai entre a montante da praia do Julião e a jusante do barranco do Touro.

Os resultados encontrados demonstram que em todos os pontos amostrais ocorreu a predominância de areia fina, com valores que variaram de 98,75% a 46,65%, seguida de areia média de 46,35% a 0,75%. A fração de silte variou de 4,9% a 0,10%; areia grossa de 0,05% a 1,90%; e, argila, de 0,25% a 0,22%.

Souza et al. (2012), analisando a composição granulométrica de sedimento de fundo da Baía do Sadao, e Silva et al. (2013), estudando o rio Paraguai, entre a baía do Quati e a Passagem Velha também registraram baixos valores de argila. Para esses autores, estes baixos valores podem estar relacionados com as condições de assoreamento sofridas pela bacia hidrográfica em questão, indicando a ocorrência de um processo erosivo nos pontos de coleta, uma vez que com pouca argila, os sedimentos que sobressaem são a areia e o silte, mais frágeis à erosão e que foram carreados para o rio.

Em relação à predominância de areias no sedimento de fundo das seções amostradas, Leandro e Souza (2012), estudando rio Paraguai entre a foz do rio Cabaçal e a cidade de Cáceres também encontraram maiores quantidades de areia na composição

granulométrica dos sedimentos de fundo. Assim como Silva (2012), que ao analisar os processos de transporte de sedimento no mesmo rio, verificou a predominância de areia fina e areia média em 94,75%.

As amostras de sedimentos de fundo, coletadas e analisadas por Silva, Souza e Cunha (2007) também demonstraram amplo domínio de areia, com média acima de 80 %.

Segundo Leandro e Souza (2012), os elementos ambientais do corredor fluvial do rio Paraguai podem repercutir diretamente nas altas proporções de areia encontradas no sedimento de fundo, pois estes são embasados em Aluviões Atuais sem controle estrutural com leito móvel. Assim sendo, dependendo da capacidade do fluxo e do próprio padrão meandrante, os sedimentos podem ser acrescidos ou remobilizados para pontos à jusante, a cada período de cheia e estiagem.

Além disso, fatores climáticos, geológicos topográficos e antrópicos decorrentes do uso da terra, podem direcionar a dinâmica fluvial dos sedimentos de fundo de um corpo hídrico, aumentando a carga de sedimentos (SILVA et al. 2008).

Proporcionalmente, as mudanças no fornecimento de nutrientes e de sedimentos provenientes de interferências humanas podem afetar as condições naturais do fluxo dos rios e dos ambientes fluviais, provocando assoreamento e degradação dos ecossistemas naturais (LATRUBESSE et al. 2005). A respeito disso, os efeitos sobre o sistema fluvial decorrente das barragens em construção e em operação nos rios Jauru e Sepotuba, na bacia hidrográfica do rio Paraguai, foram abordados por (SOUZA FILHO, 2013).

Neste tocante, Queiroz e Rocha (2010) mencionam que o processo de ocupação humana de vertentes e várzeas para desenvolvimento de práticas antrópicas, agropecuária e industrial, somadas à retirada da vegetação são elementos que contribuem para o desencadeamento de processos erosivos provocados pela ação da água, carreando sedimentos produzidos nas vertentes, o que causa o assoreamento no canal.

Neste contexto, é muito importante que se tenham dados robustos sobre o aumento na carga de sedimentos depositados no rio Paraguai em uma série temporal que permita comparações. Para tal, Bühler e Souza (2012) ressaltam a relevância de estudos futuros que contemplem os períodos chuvoso e de estiagem, pois estes poderiam explicar de maneira mais satisfatória a relação entre composição granulométrica e a sazonalidade do rio Paraguai, principal canal de escoamento da bacia hidrográfica, onde está inserida uma das maiores planícies alagáveis do planeta.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da análise granulométrica dos sedimentos de fundo, dos trechos analisados, mostram predominância de areia, indicando que o Rio Paraguai possui capacidade de transportar sedimentos de fundo, e que o processo de sedimentação na

bacia hidrográfica em questão provavelmente está associado ao uso da terra nas áreas de planalto, que converge com a própria dinâmica fluvial.

Além disso, a baixa quantidade de argila encontrada em todos os pontos amostrais também indica a ocorrência de um processo erosivo no trecho estudado. Isto reforça que as atividades desenvolvidas nas margens de um corpo hídrico como este estão diretamente relacionadas à dinâmica de transporte de sedimento, e que a capacidade de remobilização de sedimentos pelo fluxo do rio Paraguai, no período de cheia, exerce influência na deposição de sedimentos de textura arenosa.

Por fim, é imprescindível ressaltar a importância desta bacia hidrográfica como área estratégica para o planejamento e gestão do uso do solo e dos recursos hídricos; o que aliás é um dos fundamentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos, a “Lei da Águas”.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Universidade do Estado de Mato Grosso.

À CAPES e FAPEMAT por auxílio Financeiro, através de bolsa de mestrado e doutorado.

REFERÊNCIAS

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. **Reflexões Sobre a Geografia Física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

BÜHLER, B. F. **Qualidade da água e aspectos sedimentares da bacia hidrográfica do rio Paraguai no trecho situado entre a baía do late e a região do Sadao, município de Cáceres (MT), sob os enfoques quantitativos e perceptivos**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2011.

BÜHLER, B.F. & SOUZA, C.A. Aspectos sedimentares do rio Paraguai no perímetro urbano de Cáceres, MT. **Geociências**, Vol. 31(3), 339-349.2012.

BÜHLER, B.F.; DOS SANTOS, C.; SOUZA, C.A.; BELOTE, L.C.G.; TESTONI, M.C. Aporte de Sedimentos do Rio Paraguai entre o Perímetro Urbano de Cáceres, MT, e o Barranco do Touro. **CADERNOS DE GEOCIÊNCIAS**, v. 12, n. 1-2. 2015.

CAMARGO, L. (Org.). **Atlas de Mato Grosso: abordagem socioeconômico-ecológica. Cuiabá – MT: Entrelinhas (Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral e Secretaria de Estado de Meio Ambiente**. 96 p. 2011.

CARVALHO, NEWTON DE OLIVEIRA. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 372 p. 1994.

CHRISTOFOLETTI, ANTÔNIO. **Geomorfologia**. São Paulo: USP/Instituto de Geografia. 42 p.1977.

CUNHA, S. B. Geomorfologia fluvial: Processos Fluviais: erosão, transporte e deposição. In: GUERRA, J. T.; CUNHA, S. B. (orgs.). **Geomorfologia: exercícios, técnicas e aplicações**. 8 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa. 212 p.1997.

FRANCO, A.L.A. **Análise da dinâmica e estrutura de fluxo e da morfologia da confluência dos rios Ivaí e Paraná – PR/MS**. Dissertação. (Mestrado em Análise Geoambiental) - Programa de Mestrado em Análise Geoambiental, Universidade Guarulhos, 2007.

JUSTINIANO L.A.A. **Dinâmica fluvial do rio Paraguai entre a foz do Sepotuba e a foz do Cabaçal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso, UNEMAT, Cáceres, MT, Brasil.71p. 2010.

LATRUBESSE, E.M., STEVAUX, J.C. & SINHA R. Tropical Rivers. **Geomorphology**, 70, 187-206. 2005.

LEANDRO, G. R. S.; SOUZA, C. A. Pantanal de Cáceres: composição granulométrica dos sedimentos de fundo no rio Paraguai entre a foz do rio Cabaçal e a cidade de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 263-276, 2012.

LEANDRO, G. R. S.; SOUZA, C. A.; CHAVES, I. J. F. Aspectos sedimentares na baía Negra, corredor fluvial do rio Paraguai, Pantanal de Cáceres – Mato Grosso. **Caminhos de Geografia**. v. 13, n. 43, p. 204-216. 2012.

LEOPOLD, I. B.; EMMETT, W. W.; MYRICK, R. M. Channel and hillslope processes in a semiarid area. New México. U.S - **Geog. Surv. Prof. Paper**. v. 352-6, p. 193-253. 1971.

QUEIROZ, F. L. L.; ROCHA, P. C. Avaliação de sedimentos do leito no canal Curutuba / planície fluvial do alto rio Paraná, Mato Grosso do Sul – Brasil. **Revista AGB/TL**, n. 11, p. 147-164, maio 2010.

SANTOS, M.; BÜHLER, H.F.; CEBALHO, E.C.; OLIVEIRA, R.; SOUZA, C.A.; PIERANGELI, M.A.P. Caracterização ambiental do rio Paraguai entre a praia do Ximbuva e a cidade de Cáceres, MT. In: SOUZA, C. A. (Org.). **Bacia hidrográfica do rio Paraguai, MT: dinâmica das águas, uso e ocupação e degradação ambiental**. São Carlos: CUBO Editora, p.191-201.2012.

SILVA, A.; SOUZA, C. A. ZANI, H.; FREITAS, D. R. Avaliação da Erosão na Margem Direita do Rio Paraguai a Jusante da Praia do Julião Município de Cáceres-MT. **Revista Geográfica Acadêmica**. v. 1, n. 1, p. 5-19. 2007.

SILVA, A.; SOUZA FILHO, E.E.; CUNHA, S. B. Padrões de canal do rio Paraguai na região de Cáceres (MT). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, n. 1, p. 167-177, 2008.

SILVA, A., SOUZA FILHO, E.E. & NEVES, S.M.A.S. Erosão marginal e sedimentação no rio Paraguai no município de Cáceres (MT). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 41, 76-84. 2011.

SILVA E. S. F. **Dinâmica fluvial do rio Paraguai no segmento entre furado do Touro e Passagem Velha, Pantanal de Cáceres - Mato Grosso**. 2012. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Cáceres - MT, 2012.

SILVA, E.S.F., SOUZA, C.A., LEANDRO, G.R.S., ANDRADE, L.N.P.S & GALBIATI, C. Evolução das feições morfológicas do rio Paraguai no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Vol. 13 (4), 435-442.2012.

SILVA, F. C. et al. Rio Paraguai no Pantanal de Cáceres – Mato Grosso: Feições Morfológicas e Deposição de Sedimentos. **Revista Mato-Grossense de Geografia**. n. 16 - p. 39 - 60 . 2013.

SINGH, P.K., BHUNYA, P.K., MISHRA, S.K. & CHAUBE, U.C. A sediment graph model based on SCS-CN

method. **Journal of Hydrology**, Vol.349, 244-255. 2008.

SILVEIRA A.(Org.) – **Rio Coxipó Aspectos Qualitativos e Quantitativos dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica**, Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010.

SOUZA, C. A. de. **Dinâmica do Corredor Fluvial do Rio Paraguai entre a Cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taiamã-MT**. Tese de (Doutorado em Geografia) Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2004.

SOUZA, C. A.; CUNHA, S. B. Pantanal de Cáceres - MT: dinâmica das margens do rio Paraguai entre a cidade de Cáceres e a estação ecológica da ilha de Taiamã-MT. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**. v. 1, n. 5, p. 18-42. 2007.

SOUZA, C.A.; SOUZA, J.B.; FERREIRA, E.; ANDRADE, L.N.P.S. Bacia hidrográfica do rio Paraguai. In: SOUZA, C.A. (Org.). **Bacia hidrográfica do rio Paraguai – MT: dinâmica das águas, uso, ocupação e degradação ambiental**. São Carlos-SP: ed. Cubo, 2012.

SOUZA FILHO, E.E. As barragens na bacia do rio Paraguai e a possível influência sobre a descarga fluvial e o transporte de sedimentos. **Boletim de Geografia**, Vol. 31 (1), 117-133.2013.

SOUZA, C.A. de; SOUSA, J.B. de; LEANDRO, G.R dos S; SILVA, L. A. de; SANTANA, M; SANTOS, M. dos. **Sedimentação no rio Paraguai e no baixo curso dos tributários Sepotuba, Cabaçal e Jauru, Mato Grosso, Brasil**; In: 14º ENCONTRO DE GEÓGRAFOS DA AMÉRICA LATINA (Egal Peru), 2013.

SOUZA, C.A.; LEANDRO, G.R. DOS S.; DE SOUZA, J.B.; PIERANGELI, M.A.; FERREIRA, E. Informações Preliminares sobre Transporte de Sedimentos no Rio Paraguai entre a Cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taiamã, Pantanal Superior, Mato Grosso. **Revista Recursos Hídricos**, Vol. 36, Nº 2, 47-55. 2015.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blucher. 313 p.1973.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J. J. **Ambientes fluviais**. Florianópolis: Editora da UFSC,183p.1990.

TAVARES, C. DA C.; MACHADO, A.D.; SOUZA, M.A.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C.A. Análise de Solo na Planície do Corredor Fluvial do Rio Paraguai Cáceres - Mato Grosso. **Anais-Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. 2019.

DESAFIOS DA INSERÇÃO DE BACIAS DE DETENÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS NO MEIO URBANO DO MUNICÍPIO DE ARARAQUARA, SP

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 03/04/2020

Carolina Sulzbach Lima Peroni

Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP

<http://lattes.cnpq.br/5078829117479037>

Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira

Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP <http://lattes.cnpq.br/1166854416745527>

RESUMO: Devido ao aumento no emprego de Bacias de Detenção (BD) de águas pluviais em cidades de médio porte e à carência de estudos sobre seu estado de conservação pós-implantação, o presente trabalho visa discutir sobre alguns aspectos da inserção urbana das BD implantadas no município de Araraquara, SP, apresentando as principais limitações e desafios destas unidades em operação no contexto urbano. A metodologia empregada consistiu, primeiramente, na identificação preliminar das BD através de imagens do Google Earth; seguida de visitas técnicas realizadas nos órgãos públicos municipais para obtenção dos projetos das BD e da lista de aprovação

de novos empreendimentos imobiliários. E, por fim, houve visitas in loco, onde se realizou o registro fotográfico das unidades. Com isso, identificou-se 24 BD inseridas no meio urbano de Araraquara, sendo quatro em fase de obras. As visitas in loco às BD permitiram retratar o estado de conservação e manutenção destas no pós-implantação, destacando a manutenção uma fragilidade desta técnica. Os impactos mais recorrentes foram o descarte inadequado de resíduos sólidos; acúmulo de água e de sedimentos; excesso de vegetação e a ausência de integração das BD com seu entorno. A multifuncionalidade destes espaços pode auxiliar na integração e conservação das BD.

PALAVRAS-CHAVE: Técnicas compensatórias em drenagem urbana, Inserção urbanística, Bacia de detenção.

CHALLENGES IN THE INSERTION OF RAINWATER WATER DETENTION BASINS IN THE URBAN MIDDLE OF THE CITY OF ARARAQUARA, SP

ABSTRACT: Due to the increase in the use of rainwater catchment basins in medium-sized cities and the lack of studies on their post-implantation conservation status, the present

work aims to discuss some aspects of the urban insertion of BDs implanted in the municipality of Araraquara, SP, presenting the main limitations and challenges of these units in operation in the urban context. The methodology used consisted primarily in the preliminary identification of BDs through Google Earth images; followed by technical visits to the municipal public agencies to obtain the BD projects and the approval list of new real estate projects. And, finally, there were visits in loco, where the photographic registration of the units was carried out. With this, 24 BDs were identified in the urban environment of Araraquara, four of which are in the works phase. The on-site visits to the BD allowed to portray the state of conservation and maintenance of these in the post-implantation, highlighting the maintenance of fragility of this technique. The most recurrent impacts were the inadequate disposal of solid waste; accumulation of water and sediments; excess vegetation and the lack of integration of the BD with its environment. The multifunctionality of these spaces can help in the integration and conservation of the BD.

KEYWORDS: Compensatory techniques in urban drainage, Urban insertion, Detention basin.

1 | INTRODUÇÃO

O crescimento significativo da população urbana do Brasil, ao longo das últimas décadas, acarretou à sobrecarga de infraestruturas e equipamentos urbanos, devido à alta demanda atrelada a ausência de investimentos e instrumentos legais proporcionais ao crescimento populacional (CHRISTOFIDIS, 2010).

Segundo Porto et al (2015), é essencial a compreensão mais integrada da dinâmica e das relações que compõem o meio urbano, com intensa atuação do poder público para o planejamento e concepção de sistemas de drenagem urbana mais sustentáveis. Essa visão mais holística é preconizada na concepção das técnicas compensatórias em drenagem urbana (TC), que visam minimizar os impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico urbano, por meio da valorização d'água no ambiente urbano associada com criação de espaços públicos para a população.

A aplicação de TC no Brasil foi caracterizada pelo emprego das bacias de retenção (BR), a partir dos anos 90, principalmente nas regiões metropolitanas de Belo Horizonte, São Paulo, Porto Alegre e Curitiba. Estas bacias têm como função o amortecimento de cheias, podendo também reduzir a poluição difusa. Além disso, são estruturas únicas no controle de vazões de pico com tempo de retorno de até 100 anos, condição primordial para minimizar os impactos da urbanização sobre as vazões e velocidades de escoamento superficial (BAPTISTA et al, 2015).

Atualmente, a implantação de BR em novos empreendimentos no meio urbano, vem demonstrando uma forte tendência para municípios de médio porte, como é o caso do município de Araraquara. Segundo Baptista et al (2015), estas estruturas têm como objetivo principal o controle das inundações e, como função secundária, a redução da

poluição difusa. Porém podem ser propostos usos múltiplos que favoreçam a integração urbana destas estruturas e melhorem a aceitação destas por parte da população.

Diante o exposto o presente artigo tem como objetivo discutir sobre alguns aspectos da inserção urbana das bacias de retenção de águas pluviais, no município de Araraquara, SP, com enfoque na fase pós-implantação, buscando apresentar as principais limitações e desafios destas unidades no contexto urbano.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada para a elaboração deste artigo foi composta por 3 etapas, conforme apresentado a seguir:

- 1ª Etapa – Identificação das Bacias de Retenção (BR): consistiu na análise de imagens do Google Earth e identificação preliminar destas unidades implantadas na área urbana do Município de Araraquara;
- 2ª Etapa – Visitas Técnicas: essa etapa foi composta por visitas à Prefeitura Municipal de Araraquara (PMA) e ao Departamento Autônomo de Água e Esgoto (DAAE), ambos na cidade de Araraquara. Na PMA foi disponibilizada a relação de empreendimentos imobiliários aprovados foram obrigados a implantar uma BR. Enquanto que no DAAE foram obtidos os projetos de dimensionamento das BR existentes;
- 3ª Etapa – Visitas e observações in loco: essa etapa consistiu em visitas in loco para confirmar a localização das BR. Além disso, durante as visitas foram realizados registros fotográficos das unidades de maneira a identificar o estado de conservação e de isolamento, assim como observar a localização e proximidade destas unidades com as moradias, e a existência de multifuncionalidade das mesmas.

3 | RESULTADOS

3.1. Município de araraquara

Araraquara está localizada no centro geográfico do Estado de São Paulo, a uma altitude de 664 metros, e distante da capital 277 quilômetros (Figura 1). Em 2016, o município contava com uma população estimada de 228.664 habitantes em uma área de 1.003,63 km² (IBGE, 2017). Ainda no mesmo ano, o município possuía um grau de urbanização igual a 97,16%, superior ao grau do Estado de São Paulo igual a 96,36% (SÃO PAULO, 2017).

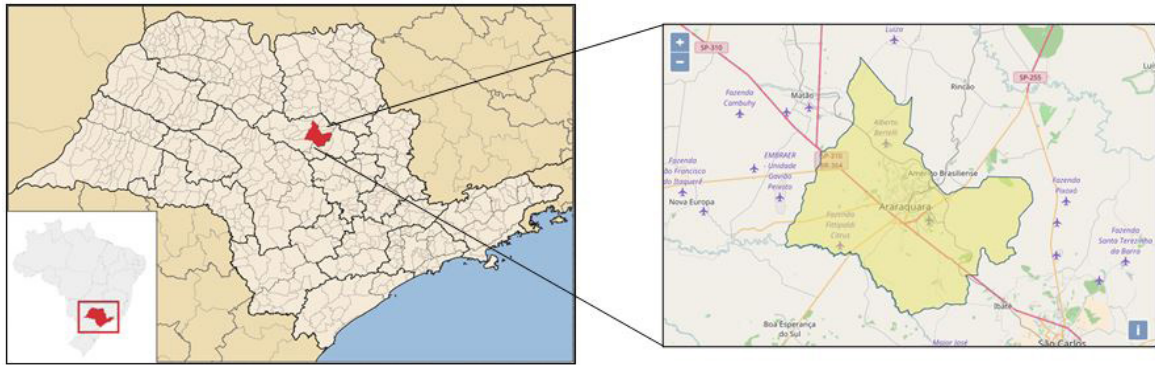


Figura 1 – Localização do Município de Araraquara

Fonte: Adaptado de IBGE CIDADES, 2017.

Quanto à rede hídrica, o município possui 148 sub-bacias hidrográficas, divididas em dois principais cursos d'água: Ribeirão das Cruzes e Ribeirão do Ouro (ARARAQUARA, 2014a); os quais se estendem, praticamente, por toda malha urbana do município, no sentido nordeste para sudeste (Figura 2). Além disso, é na bacia do Ribeirão das Cruzes que estão inseridos os dois principais pontos de captação de água superficial da cidade: um é no Ribeirão das Cruzes (Represa das Cruzes), que representa 33% da demanda de água, e o outro no Córrego Águas do Paiol, que contribui com 8% da demanda. O restante do abastecimento público é realizado por meio da captação de água subterrânea extraída do aquífero guarani.

3.2. Estudo de caso: bacia de retenção (bd) em araraquara

O município de Araraquara, por volta do ano de 2005 tornou obrigatória a implantação de BD para novos empreendimentos imobiliários horizontais, com o intuito de minimizar os impactos destas intervenções no escoamento superficial das águas pluviais. Atualmente, já foram identificadas 24 BD implantadas na área urbana da cidade (PERONI, 2018).

A Figura 2 ilustra a distribuição espacial das BD com relação à rede hídrica urbana de Araraquara. Observa-se que a maioria destas unidades localiza-se à montante da Represa das Cruzes, próxima as nascentes do Ribeirão das Cruzes e de alguns de seus afluentes; assim como está inserida em Área de Proteção de Mananciais – APM.

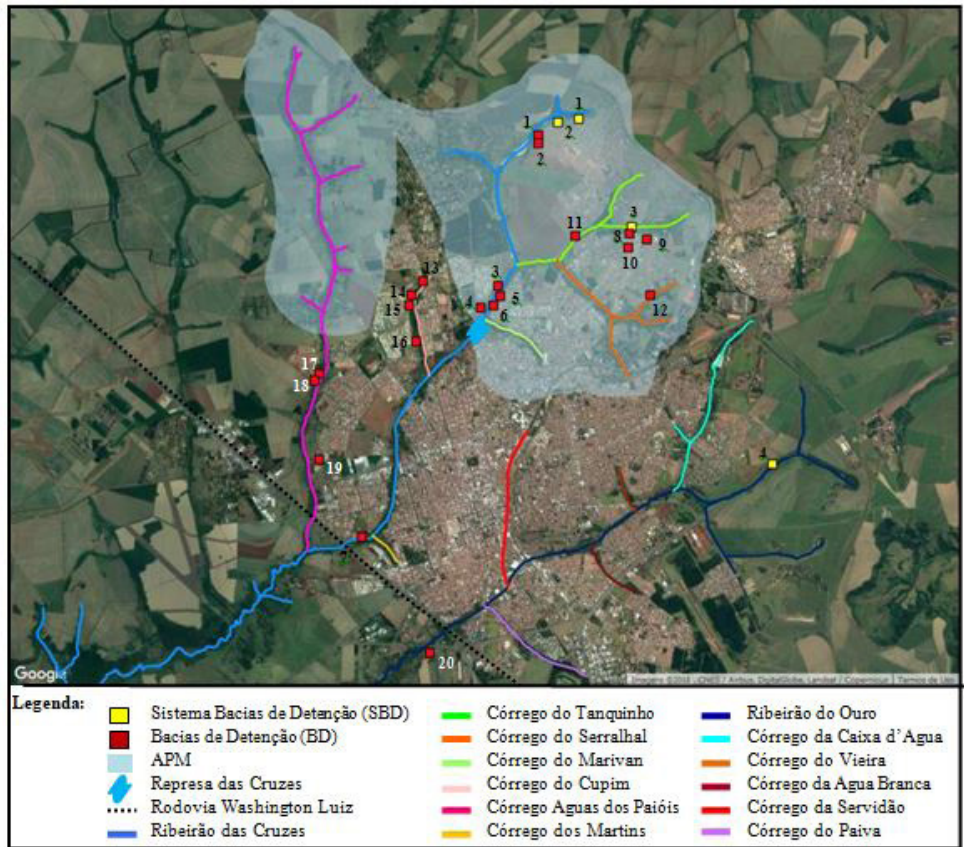


Figura 2 – Distribuição Espacial das BD em Araraquara/SP

Vale destacar que na legenda da Figura 2 há a sigla SBD que indica a existência de bacias de retenção operando em série, portanto, sendo um sistema composto por mais de uma bacia, enquanto que a sigla BD representa uma única bacia.

Durante as visitas in loco foi possível observar que a maioria das unidades de retenção localiza-se fora do loteamento ou condomínio a que pertencem (Figuras 3 e 4), não havendo proximidade dos moradores com estas unidades. Segundo Peroni (2018), 20 BD estão inseridas nas áreas verdes dos respectivos empreendimentos e 4 implantadas nas áreas institucionais.



Figura 3 – Localização da BD quanto ao condomínio (Exemplo 1)



Figura 4 – Localização da BD quanto ao condomínio (Exemplo 2)

Outro ponto a destacar é a apropriação inadequada deste espaço pela população. Em várias BD foram registrados pontos de descarte inadequado de resíduos sólidos, em especial de construção civil, no interior (Figura 5) e no entorno das unidades (Figura 6). Além disso, observou-se a presença de animais no interior em duas bacias (Figuras 7 e 8) e de pessoas pescando em uma BD (Figura 9), bem como um caso único de cultivo de leguminosas e árvores frutíferas no interior da unidade (Figura 10).



Figura 5 – Descarte irregular de resíduos sólidos no interior da BD



Figura 6 – Descarte irregular de resíduos sólidos no entorno da BD

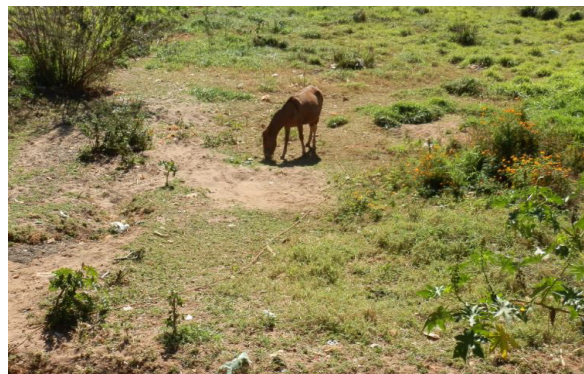


Figura 7 – Animal no interior da BD (Exemplo 1)



Figura 8 – Animal no interior da BD (Exemplo 2)



Figura 9 – Pesca em BD com lâmina d'água permanente



Figura 10 – Cultivos de plantas no interior da BD

Observou-se também a frequente ocorrência de pontos de acúmulo de água e de sedimentos no interior da BD. Os principais pontos de acúmulos foram na estrutura de entrada d'água na unidade (Figura 11) e na estrutura de saída da água (Figura 12), impedindo o escoamento da água.

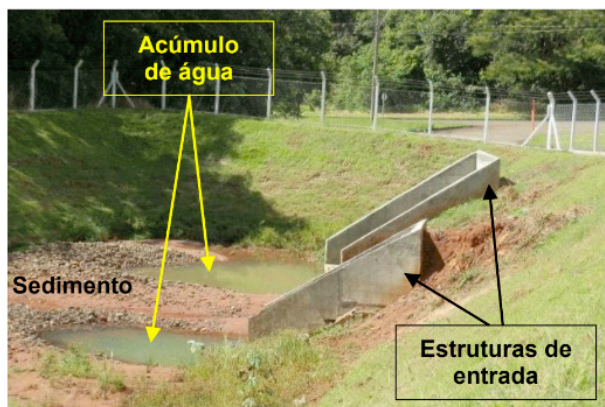


Figura 11 – Acúmulo de água nas estruturas de entrada d'água da BD



Figura 12 – Acúmulo de água antes da Erosão nos taludes internos da BD

Processos erosivos também foram observados no interior das unidades de detenção, principalmente nos taludes próximos à estrutura de entrada d'água da BD (Figuras 13 e 14). Identificou-se também o excesso de vegetação gramínea no interior e entorno das BD (Figura 15) e a depredação das estruturas de isolamento (alambrado e portão) (Figura 16).



Figura 13 – Erosão nos taludes (Exemplo 1)



Figura 14 – Erosão nos taludes (Exemplo 2)



Figura 15 – Acúmulo de água e excesso de vegetação



Figura 16 – Depredação do alambrado

Vale ressaltar que em algumas unidades de detenção, observou-se a presença de gradeamento no orifício de fundo e no extravasor, com a finalidade de retenção dos resíduos sólidos e sedimentos carregados pelo escoamento da água no interior da BD. Na Figura 17 é possível analisar a obstrução desse gradeamento, indicando ineficiência na manutenção destas unidades, o que pode comprometer na funcionalidade hidrológica das mesmas. Na Figura 18, após breve desobstrução do gradeamento, é possível visualizar o orifício de fundo.



Figura 17 – Obstrução do gradeamento do orifício de fundo da estrutura de saída d'água



Figura 18 – Detalhe do orifício de fundo com o gradeamento

Quanto ao lançamento das águas pluviais no curso d'água é importante relatar algumas fragilidades encontradas durante as visitas in loco. Observou-se a presença de sedimentos (Figura 19), pontos de assoreamento no curso d'água (Figura 20).



Figura 19 – Acúmulo de sedimentos na estrutura de lançamento de água da BD no curso d'água



Figura 20 – Assoreamento no curso d'água após lançamento de água da BD

4 | CONCLUSÕES

A observação das 24 BD implantadas permitiu retratar o estado de conservação e manutenção destas unidades após sua implantação. Essa fase é pouco abordada ou questionada durante a proposição ou dimensionamentos das unidades, bem como escolhida para estudos e pesquisas acadêmicas que retratem a realidade das BD em áreas urbanas brasileiras.

Dentre os impactos mais recorrentes foram o descarte inadequado de resíduos sólidos de construção civil e da presença de animais, ambos no interior das BD. Contudo, o acúmulo de sedimentos e de água também são fatores de relevância que podem interferir na funcionalidade da unidade, como os resíduos, e ainda propiciar a proliferação de vetores de doenças. Estes últimos fatores indicam ainda que a manutenção destas BD é uma fragilidade pouco considerada pelos gestores e empreendedores que empregam estas técnicas.

O uso inadequado destes espaços pela população demonstra a ausência de informação e envolvimento dos moradores residentes nas proximidades das BD, com a função e importância destas unidades para a preservação dos cursos d'água e da ocorrência de inundações a jusante. Fato coerente se analisar que a maioria das unidades está distante e isolada do convívio com a população.

Embora não observado em nenhuma das BD avaliadas, a multifuncionalidades destas estruturas poderia ser um caminho para incentivar a apropriação da população por estes espaços, minimizando a ausência de espaços de convívio e lazer e, também, permitindo que os moradores colaborem com a conservação e proteção destas áreas.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo.

REFERÊNCIAS

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. (2015). **Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana**. Porto Alegre: ABRH. 2ª Edição, 318 p.

CHRISTOFIDIS, H. V. (2010). **Drenagem Urbana Sustentável: Análise do uso do Retrofit**. Brasília. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília.

IBGE (2017). **Cidades: Araraquara/SP**. Disponível em:< <http://www.cidades.ibge.gov.br/painel/historico.php?codmun=350320>>. Acesso em: 06 abr 2017.

PERONI, C. S. L. (2018). **Avaliação de bacias de retenção na gestão das águas pluviais em Araraquara, SP**. Dissertação (mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos.

PORTO, Rubem; ZAHED FILHO, Kamel; TUCCI, Carlos; BIDONE, Francisco. **Drenagem Urbana** (2015) . In: TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L.;... [et al]. Hidrologia: ciência e aplicação. 4 ed. – Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. p. 805-847.

SÃO PAULO (Estado) (2017). **Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEADE. Informações dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <<http://www.imp.seade.gov.br/frontend/#/perfil>>. Acesso em: 22 mar. 2017.

METODOLOGIA PARA A IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE CONTROLE DE VAZÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS NUMA BACIA HIDROGRÁFICA, EM ESPECIAL OS COM RESERVAÇÃO E INFILTRAÇÃO

Data de aceite: 01/07/2020

Vinícios Hyczy do Nascimento

Engenheiro Civil

Mestre em geologia pela UFPR

e-mail: vinnascimento@smop.curitiba.pr.gov.br

RESUMO: O avanço do crescimento das cidades, por mais ordenado que seja, cria alterações no meio ambiente. Onde antes eram matas e campos, agora são casas, edifícios, ruas asfaltadas, galerias de águas pluviais, etc. O processo de impermeabilização do terreno é um dos fatores que alteram significativamente o ciclo hidrológico, pois impede a infiltração das águas no solo e subsolo e incrementa o seu escoamento superficial com o agravante aumento das velocidades de fluxo, causando enchentes, erosões e assoreamentos a jusante. As águas subterrâneas sofrem sensíveis alterações, pois não são recarregadas e, portanto, não alimentam os rios nas épocas de estiagem, havendo um decréscimo significativo da sua vazão de base. Neste contexto, vê-se a importância do desenvolvimento de uma metodologia para a implantação de sistema de reservação e infiltração numa bacia hidrográfica

a fim de prevenir ou corrigir o incremento de vazão causado pela impermeabilização do solo.

PALAVRAS-CHAVE: impermeabilização, reservação, infiltração.

ABSTRACT: The development of the cities, no matter how orderly it is, changes the environment. Where there used to be fields and forests, there are now buildings, paved streets, galleries of pluvial waters, etc. The covering of land with impermeable surfaces is one of the factors that changes the hydrological cycle, because it obstructs the water percolation to the underground and increases the runoff, which causes floods, erosions and sedimentations. The underground water flow is substantially altered because it is not recharged, therefore, it does not feed the rivers at dry seasons anymore causing a decrease of the river flow. In this context, we see the importance of the methodology development to implement a water reservation and infiltrate system in a hydrographic basin to prevent or correct the runoff increase caused by impermeable surfaces.

KEYWORDS: impermeable surfaces, reservation, infiltrate.

1 | INTRODUÇÃO

Uma das dificuldades do poder público é encontrar metodologias que venham subsidiar na aplicação de medidas que contribuam de maneira eficaz e satisfatória no controle da impermeabilização do solo tanto preventiva quanto remediavelmente.

Sabe-se que a tendência de crescimento das cidades é de jusante para montante, assim também a impermeabilização do solo gerada pelo processo de urbanização cresce de jusante para montante, fazendo com que em um determinado momento se iniciem os problemas advindos do escoamento das águas pluviais, sejam por falta de galerias bem dimensionadas ou pela utilização de novos parâmetros de cálculo que são agora adotados em função da nova impermeabilização do solo a montante da bacia hidrográfica.

A introdução de legislação específica que obrigue àquele que impermeabiliza o solo, tanto o particular quanto o poder público, a executar medidas de controle e compensação é um grande avanço, porém também há a necessidade de se manter áreas permeáveis como faixas de grama nas calçadas públicas e a implantação de sistemas de reservação e infiltração das águas pluviais a fim de compensar ou mitigar a impermeabilização gerada pelo pavimento nas vias públicas.

Segundo FENDRICH, R. Et AL, na questão das enchentes urbanas, recomenda-se dirigir esforços e recursos para o desenvolvimento de estudos hidrológicos referentes ao trinômio (armazenamento x utilização x infiltração das águas pluviais), para abatimento dos níveis de água das vazões máximas, minimizando a extensão das áreas inundáveis das bacias hidrográficas.

O balanço hídrico em bacias urbanas altera-se com o aumento do volume do escoamento superficial, com a redução da recarga natural dos aquíferos e da evapotranspiração. A tendência da redução da recarga dos aquíferos produz o rebaixamento do nível freático e a diminuição das vazões fluviais durante as estiagens. Esse processo pode ser revertido com a utilização maior de superfícies permeáveis e áreas de infiltração.

O objetivo é idealizar uma metodologia que possa dar suporte ao gestor público assim como aos técnicos, referente à introdução de medidas e sistemas de controle de vazões das águas pluviais e dar algumas diretrizes para o posicionamento das mesmas numa bacia hidrográfica com o intuito de prevenir e/ou remediar as enchentes, erosões e assoreamentos advindos do excesso de escoamento de águas pluviais.

Os prejuízos causados pela ação antrópica urbana, em especial a impermeabilização do solo são materiais e humanos. Os materiais são imensos, podendo ser levados pelas águas em segundos o que se leva muitas vezes uma vida inteira para construir. Os prejuízos por perdas de vidas humanas por sua vez são incomensuráveis e irreparáveis. Como exemplo, temos a cidade de São Paulo onde chuvas mais intensas, como as que têm ocorrido ultimamente, estão causando alagamentos freqüentes e levando o caos a esta cidade, paralisando o seu trânsito, transporte público e gerando um enorme prejuízo

a todos. Por outro lado há cada vez mais cobrança pela sociedade por responsabilidade civil das autoridades.

2 | REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Bacia Hidrográfica

Como o próprio nome diz, é a parte do relevo com forma de bacia e portanto quando a água da chuva cai sobre a sua superfície escoam em direção ao seu centro que chamamos de fundo de vale, talvegue, córrego ou rio. Uma bacia hidrográfica pode ser grande ou pequena, alongada ou curta, pode ser também bastante íngreme ou conforme o tipo e quantidade de vegetação, ser mais ou menos permeável. Todos estes aspectos contribuem para definir o escoamento das águas pluviais nesta bacia hidrográfica, se será mais lento ou mais rápido e definirá o seu hidrograma, ou seja, sua vazão em função do tempo.

Um hidrograma de uma bacia pouco urbanizada e pouco íngreme é um hidrograma suave, sem grandes picos de vazão. Por outro lado, uma bacia hidrográfica urbanizada tende a ter um hidrograma com um pico de vazão bastante acentuado, favorecendo as grandes enchentes (fig. 1).

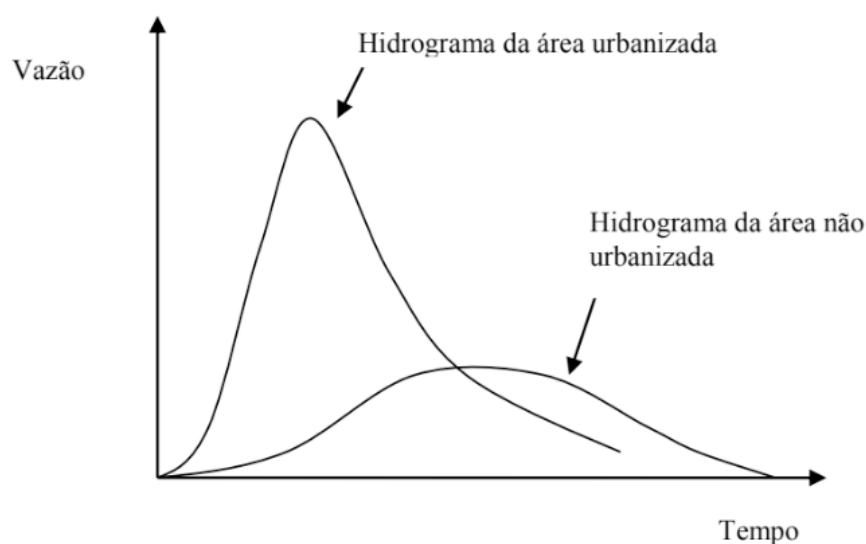


Figura 1: Hidrograma hipotético

Fonte: Tucci, Porto e Barros (1995)

Analisando este gráfico, podemos ver que o pico do hidrograma da área urbanizada, ou seja, a máxima vazão atingida por ele dá-se bem antes do que no hidrograma da área não urbanizada. A sua vazão também é bem maior, podendo chegar até a seis vezes a vazão não urbanizada. Este tempo que leva para atingir a máxima vazão chamamos em

hidrologia de tempo de concentração e é tanto menor quanto maior a urbanização da bacia hidrográfica.

2.2 O Ciclo Hidrológico

O volume de água é relativamente constante em nosso planeta e ela sofre constantes transformações em seu estado (TEIXEIRA, W. et AL., 2000). Fazem parte do ciclo hidrológico básico a evaporação, a precipitação, a infiltração e o escoamento superficial. Quando a natureza está em sua forma virgem, este sistema está em equilíbrio, ou seja, quando há precipitação as plantas são capazes de amortecer bastante o volume de água precipitado e o solo por sua vez é capaz de permitir a infiltração de boa parte do volume escoado, contudo numa área urbanizada, o solo é impermeabilizado impossibilitando a infiltração da água e o escoamento superficial tende a ser volumoso e com muita velocidade, favorecendo as enchentes. Portanto há uma alteração significativa deste ciclo hidrológico, havendo menos infiltração e gerando menos vazão de base dos rios, ou seja, a vazão que alimenta os rios durante as épocas de estiagem.

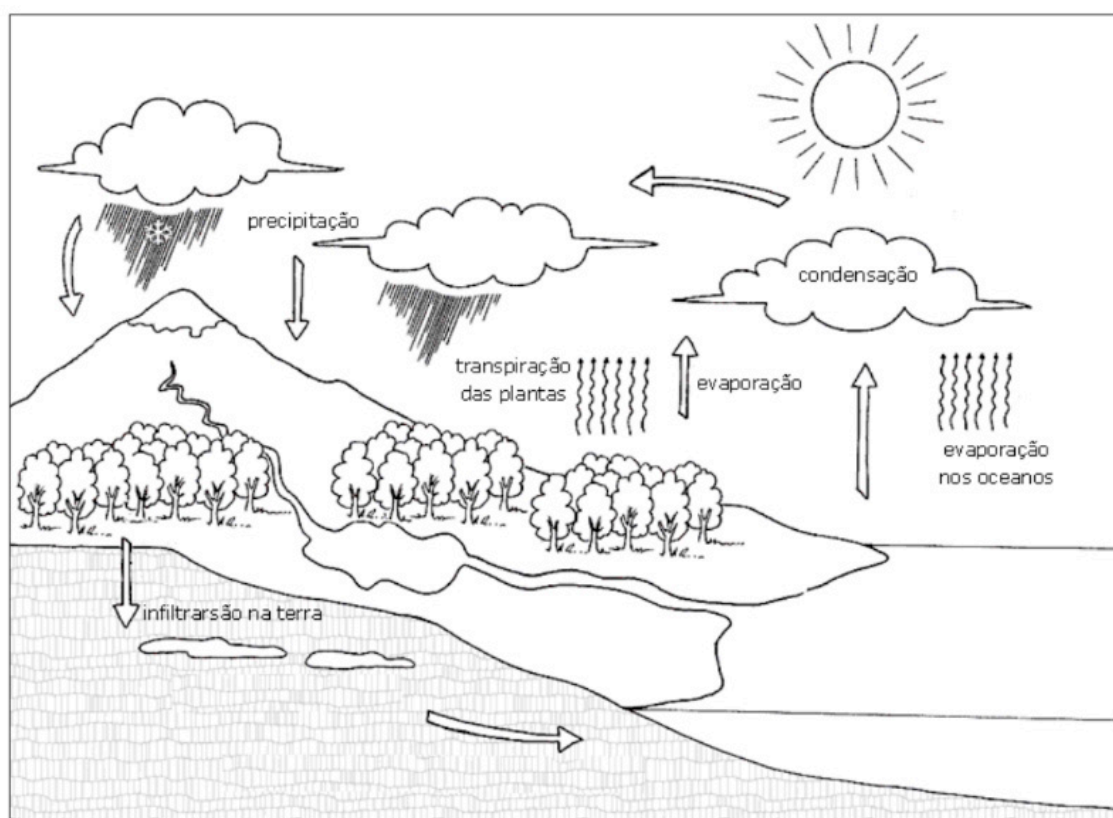


Figura 2: O ciclo hidrológico

2.3 Medidas Não-Estruturais

Fazem parte das medidas não estruturais as normas, decretos, leis e planos diretores que ditam as regras de como e onde pode-se construir. Um exemplo de medida não

estrutural é o zoneamento, no qual pode-se especificar o percentual de permeabilidade que deve ser respeitado em cada área do município, assim como as faixas de preservação dos rios, as áreas de preservação ambiental e o plano diretor de drenagem.

É muito importante a preservação das áreas de várzea (terras baixas e planas ao lado do rio ou áreas de banhado), evitando que sejam ocupadas, pois são estas áreas que o rio irá ocupar nas grandes enchentes. As áreas de calçadas de pedestres, principalmente as próximas das cabeceiras devem prever faixas de grama a fim de reduzir a impermeabilização e possibilitar a infiltração e recarga do lençol freático. Muito importante também é a implantação de medidas de controle de vazão como as que prevêm a contenção e infiltração das águas pluviais a fim de compensar a impermeabilização do solo em áreas particulares e também em vias públicas.

2.4 Medidas Estruturais

São as obras propriamente ditas, ou seja, a implantação física das medidas de controle. São exemplos destas estruturas: as barragens, as lagoas de contenção, as valas de infiltração, os sistemas de reservação e infiltração, os reservatórios de detenção, os pavimentos permeáveis, as galerias de águas pluviais, os canais, entre outros. Podemos considerar também como medidas estruturais a implantação das faixas de grama nas calçadas e a implantação de parques lineares ao longo dos rios.

2.5 Sistemas de Retenção e Infiltração

São dispositivos hidráulicos com a capacidade de reter e infiltrar as águas pluviais. Este sistema pode ser independente ou pode também ser interligado à galeria de águas pluviais (fig. 3 e 4).



Figura 3: sistema de retenção e infiltração das águas pluviais interligado com a galeria de águas pluviais.

Fonte: Nascimento (2008)

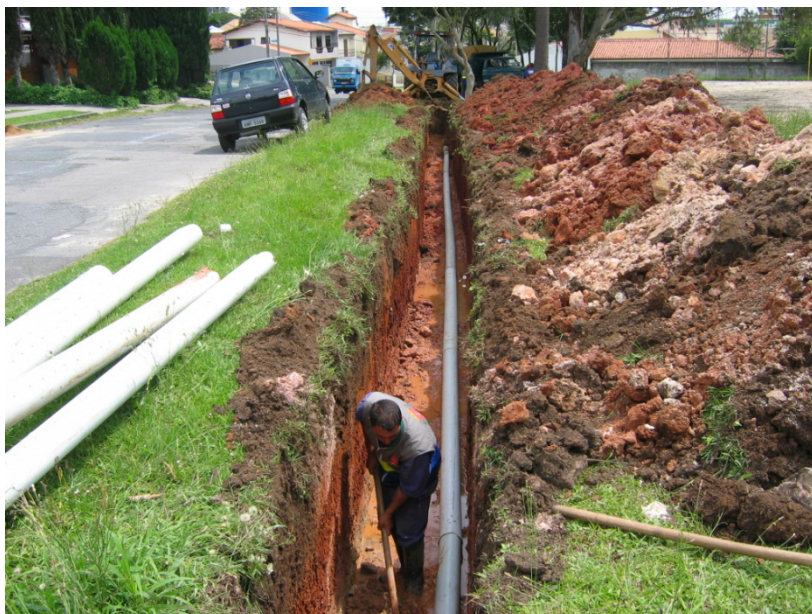


Figura 4: sistema de retenção e infiltração independente tipo vala de infiltração

Fonte: Nascimento (2008)

3 | METODOLOGIA

A combinação de medidas não-estruturais e estruturais, com ênfase nas primeiras que representam menor custo, tem sido sugerida por especialistas. O zoneamento de áreas de inundação, sistemas de alerta e seguro são algumas destas medidas que devem ser estudadas em cada caso. Também são citados o uso de pequenos reservatórios, caixas de detenção, incentivos para áreas não pavimentadas, controle de sedimentos e lixo (TUCCI, PORTO e BARROS, 1995).

Dentre as várias medidas sugeridas, este trabalho concentra maior atenção nas que estimulam a retenção e infiltração das águas pluviais a nível de micro drenagem, objetivando a diminuição do pico de vazão observado nos hidrogramas de escoamento dos sistemas convencionais de drenagem (galerias de águas pluviais sem o uso de sistemas de controle de vazão).

Com o advento da expansão imobiliária, a tendência da impermeabilização do solo é de jusante para montante. Levando-se em consideração que as galerias de águas pluviais executadas no sistema tradicional de simplesmente escoar as águas para jusante com grande velocidade já estão prontas, então para iniciar o processo de implantação de sistemas de retenção e infiltração das águas pluviais, deve-se começar por montante da bacia hidrográfica a fim de ir, deste modo, dirimindo o impacto do excesso de escoamento para jusante.

À medida que vamos implantando sistemas de retenção e infiltração ou até mesmo incrementando áreas permeáveis a montante, estamos diminuindo o escoamento das águas pluviais para jusante e, por conseguinte mitigando as enchentes, erosões e

sedimentações.

Normalmente, as cabeceiras ou bordas das bacias hidrográficas têm relevo com alta declividade o que resulta num escoamento das águas pluviais com grande velocidade. Pois é justamente nestas áreas que deve-se atuar primeiramente.

Este processo pode começar com a implantação de faixas de grama nas calçadas concomitante com a implantação do sistema de reservação e infiltração.

O processo de começar o tratamento da bacia hidrográfica de montante para jusante é essencial também para preservar as tubulações existentes de jusante, não sendo necessário deste modo, substituí-las por tubulações maiores.

O fato de controlar o escoamento nas cabeceiras, onde as velocidades de escoamento são maiores, faz com que haja não apenas um retardo do escoamento, mas também uma diminuição deste face a implantação dos sistemas de retenção e infiltração assim como as faixas de grama, resultando numa “folga” no sistema de galeria de águas pluviais de jusante.

A bacia hidrográfica pode estar em processo de ocupação ou urbanização e portanto em processo de sofrer impermeabilização. Neste estágio vê-se a importância de atuar principalmente nas medidas não-estruturais que serão fundamentais para a preservação das cabeceiras da bacia. Neste estágio também é importante a implantação de medidas de controle de vazão nos projetos de micro drenagem, já que atuar no micro é mais barato que atuar na macro e a macro drenagem nada mais é do que a soma das microdrenagens.

A bacia hidrográfica pode já estar totalmente ocupada e portanto impermeabilizada. Neste estágio, deve-se atuar principalmente com as medidas estruturais, a fim de tentar reverter o quadro da total impermeabilização. Do mesmo modo, pode-se atuar com a implantação de medidas de controle da vazão primeiramente na micro drenagem, implantando faixas de grama nas calçadas, sistemas de retenção e infiltração nas vias públicas ou até mesmo incentivo fiscais em áreas ainda preservadas, sempre partindo de montante para jusante.

A seguir, elaborou-se um fluxograma para os dois casos acima descritos com o intuito de melhor esclarecer a metodologia de trabalho ao gestor público.

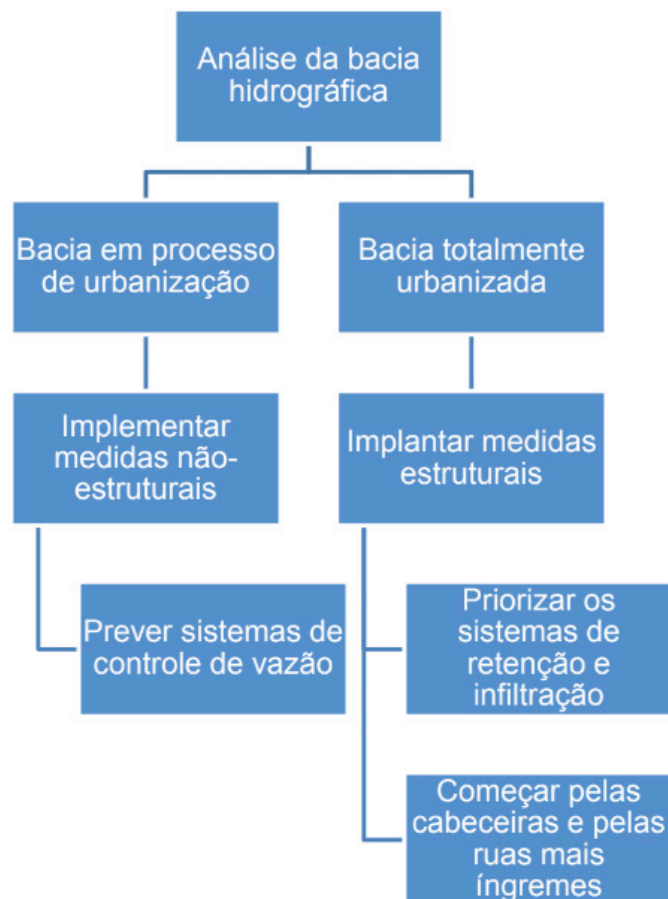


Figura 5: Fluxograma

4 | RESULTADOS

As respostas ao uso destas diretrizes seriam proporcionar o restabelecimento da descarga de base dos rios nas épocas de estiagem, bem como reduzir os alagamentos, os processos erosivos que entre outras conseqüências ocasionam os assoreamentos a jusante, tão freqüentes nas bacias hidrográficas urbanizadas. Em termos de qualidade de vida, podemos dizer que os resultados serão altamente positivos, pois haverá menos transtornos ao trânsito em dias de chuvas torrenciais, pois haverá menos alagamentos e erosões. Em termos econômicos haverá menos prejuízo a todos, tanto ao particular quanto ao público e em termos ambientais também haverá ganhos, pois, a infiltração de boa parte das águas pluviais permitirá a recarga do lençol freático e conseqüentemente a alimentação da vazão de base dos rios nas épocas de estiagens.

Na figura 6 a seguir, pode-se ver uma comparação entre as alternativas de drenagem sem e com controle.

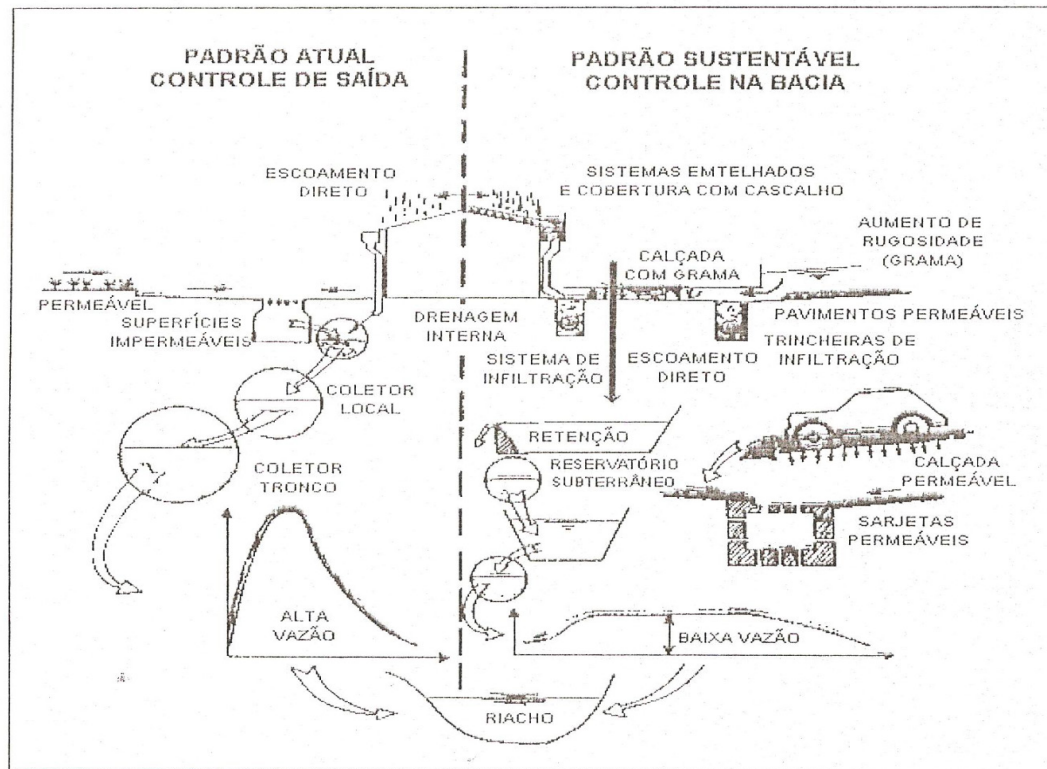


Figura 6: Formas alternativas de drenagem e suas respostas.

Fonte: B.P.F. Braga (1998).

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gestão urbana embasada nas diretrizes técnicas aqui discutidas irá possibilitar um processo de urbanização sem grandes alterações no meio ambiente e permitirá um convívio mais pacífico entre as partes natureza e ser humano no tocante às águas pluviais. Não se pode mais repetir o erro do passado, em que se achava que a boa drenagem era aquela que simplesmente escoava rapidamente as águas para jusante. A nova filosofia da drenagem urbana deve prever o amortecimento da vazão, assim como a implementação de sistemas que permitam a infiltração das águas pluviais proporcionando a recarga do lençol freático. O gestor deve ter consciência que a impermeabilização gerada pela pavimentação das ruas é um fator de alto incremento de vazão e pode ser compensada ou minimizada pela utilização de medidas de contenção e infiltração.

REFERÊNCIAS

BRAGA, B. (Org.), TOZZI, M. (Org.), TUCCI, C. E. M. (Org.). **Drenagem urbana**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998. 380p.

FENDRICH, R. et AL. **Métodos de Previsão de Enchentes na Bacia Hidrográfica Urbana do Rio Belém**. ISAM/PUC-PR – Curitiba, 114p + Anexos, Setembro, 1988.

NASCIMENTO, V. H.. **Proposta para implantação de sistemas de infiltração de águas pluviais para**

minimização de enchentes em áreas urbanizadas na cidade de Curitiba. 127p. Dissertação de Mestrado – Setor de Ciências da Terra, UFPR, Curitiba, 2008.

TEIXEIRA, W. ; TOLEDO, M. C. M. ; FAIRCHILD, T. R. ; TAIOLI, F. (orgs.). 2000. **Decifrando a Terra.** São Paulo, Oficinas de Textos. Ed. 568p.

TUCCI, C. E. M., PORTO, R. L. e BARROS, M. T. **Drenagem Urbana.** (Porto Alegre: ABRH/Editora da Universidade/ UFRGS), 1995.

MODELACIÓN HIDROLÓGICA DE LAS CUENCAS DE LOS RÍOS: YPANÉ Y JEJUI, UTILIZANDO HEC-HMS CON FINES DE PRONÓSTICOS HIDROLÓGICOS EN EL RÍO PARAGUAY

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissao: 17/04/2020

Rosa del Rocío Aseretto

Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción”, Facultad de Ciencias y Tecnología,
roaseretto@gmail.com
Asunción – Paraguay.

Roger Monte Domecq Serrati

Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción”, Facultad de Ciencias y Tecnología,
roger.montedomecq@gmail.com
Asunción – Paraguay.

Roberto Hiroshi Takahashi

Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción”, Facultad de Ciencias y Tecnología,
rhtaka@gmail.com
Asunción – Paraguay.

RESUMEN: Este trabajo forma parte del Proyecto CONACYT-UCA “DESARROLLO E IMPLEMENTACION DE UN SISTEMA DE PRONOSTICO DE NIVELES Y CAUDALES DEL RIO PARAGUAY” (14-INV-280), ejecutada por el Centro de Tecnología Apropiada (CTA) de la Universidad Católica de Asunción, cuyo objetivo es; establecer un sistema de pronóstico de niveles y caudales del Río Paraguay mediante la

implementación de modelos: hidrológico en las cuencas interiores e hidráulico en el cauce del río Paraguay, calibrados y validados para el tramo de la cuenca media del Río Paraguay, en territorio Paraguayo. Se utilizó el Modelo Hidrológico HEC-HMS y se trabajó con un modelo continuo, el SMA, modelo de contabilidad de la humedad del suelo, que simula el comportamiento de los ríos tanto en climas húmedo como en seco; para generar hidrogramas aportantes al río Paraguay, con fines de una ulterior modelación hidrodinámica del río con fines de previsión de niveles y caudales para diferentes pronósticos de tiempo. Se realizó la calibración teniendo mejores resultados en épocas de crecida, la misma se ejecutó para la cuenca del Río Ypané desde el año 1974 hasta 1987 y para la cuenca del Río Jejuí se calibró desde el año 1978 hasta 1991.

PALABRAS CLAVES: Modelo hidrológico HEC-HMS, SMA.

AND JEJUI RIVER BASINS, USING HEC-HMS FOR HYDROLOGICAL FORECASTING PURPOSES IN THE PARAGUAY RIVER

ABSTRACT: This work is part of the CONACYT-UCA Project “DEVELOPMENT AND IMPLEMENTATION OF A PRONOSTICO SYSTEM OF LEVELS AND FLOWS OF THE PARAGUAY RIVER”, executed by the Appropriate Technology Center (CTA) of the Catholic University of Asunción, whose objective is; establish a system for forecasting the levels and flows of the Paraguay River through the implementation of hydrological models in the interior and hydraulic basins of the Paraguay River, calibrated and validated for the section of the middle basin of the Paraguay River, in Paraguayan territory. The Hydrological Model HEC-HMS, was used and a continuous model, SMA (soil moisture accounting model), which simulates the behavior of rivers in both humid climates, was used. as in dry; to generate contributing hydrographs to the Paraguay River, for the purpose of a further hydrodynamic modeling of the river for the purpose of forecasting levels and flows for different weather forecasts. Calibration was performed with better results in times of flood, it was performed for the Ypané River basin from 1974 to 1987 and for the Jejuí River basin it was calibrated from 1978 to 1991.

KEYWORDS: Hydrological model, HEC-HMS, SMA

1 | INTRODUCCIÓN

En el área de los recursos hídricos, se puede notar la falta de información actualizada, sobre los niveles y caudales de los principales afluentes del Río Paraguay, que a su vez podran utilizarse para generar pronósticos de crecidas e inundaciones que eventualmente puedan ocurrir, como también un sistema de alerta temprana en base a los datos obtenidos. En este caso se seleccionaron dos de los principales cauces afluentes al Río Paraguay en su margen izquierda: los ríos Ypané y Jejuí localizados al norte de la región oriental y en la zona media de la cuenca del Río Paraguay.

De acuerdo a varios estudios realizados en el Río Paraguay, las lluvias que ocurren en su cuenca media generan caudales por encima de los niveles normales en la zona al sur de Asunción y por tanto es necesario caracterizar la respuesta de las sub cuencas que drenan al mismo en su tramo medio, los cuales contribuyen al régimen generado por las lluvias estacionales del Pantanal.

1.1 Objetivo

Implementación del modelo hidrológico en las cuencas, para la obtención de hidrogramas a ser utilizados en un modelo hidrodinámico del Río Paraguay, de forma semioperativa para la realización de pronósticos hidrológicos.

2 | ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Cuenca del Río Ypané

Se extiende de este a oeste en la Región Oriental, lindando al este con la República Federativa del Brasil (la cordillera de Amambay como límite natural), al oeste con el Río Paraguay, al norte con la cuenca del Río Aquidabán y al sur con la cuenca del Río Jejuí Guazú. La superficie de su cuenca es de 10.266 Km². aproximadamente, desemboca en la margen izquierda del río Paraguay a la altura del km. 692 contando desde la confluencia de los ríos Paraguay - Paraná.

Para este estudio se considera una superficie de 9.950 Km² aproximadamente.



Figura: 1. Cuenca del Río Ypané.

Fuente: Elaboración propia.

2.2 Cuenca del Río Jejuí

Se extiende de este a oeste de la Región Oriental, lindando al este con la República Federativa del Brasil, al oeste con el Río Paraguay, al norte con la cuenca del Río Ypané y al sur con la cuenca del Río Manduvirá. El Río Jejuí Guazú desemboca en el río Paraguay hacia su margen izquierda en el km. 571 contando a partir de la confluencia de los ríos Paraguay-Paraná. La superficie de la cuenca del Río Jejuí Guazú es de aproximadamente 22.719 km².

Para este estudio se consideró una superficie de 20.098,513 Km²

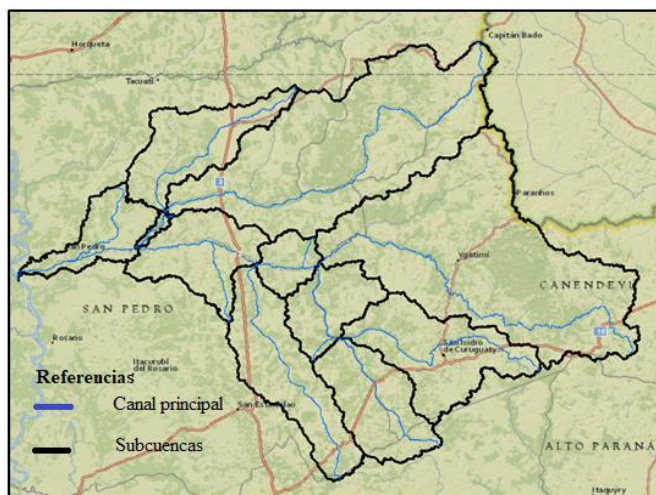


Figura: 2. Cuenca del Río Jejuí.

Fuente: Elaboración propia.

3 | MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Datos de series de tiempo.

3.1.1 Datos diarios de precipitación

Se dispone de datos de cinco estaciones meteorológicas e hidrométricas distribuidas en las dos cuencas de estudio. Los datos utilizados para la preparación de las series de lluvias diarias provienen de la Dirección de Meteorología e Hidrología de la DINAC.

CODIGO	NOMBRE DE LA ESTACIÓN	DEPARTAMENTO	LATITUD SUR	LONGITUD OESTE
86134	Concepción	Concepción	23°26' 29,51	57°25' 48,67
86185	San Pedro	San Pedro	24° 5' 6,85	57°5' 15,17
86097	PJC	Amambay	22°38' 25,00	55°49' 57,81
86192	San Estanislao	San Pedro	24°40' 1,00	56°26' 53,29
86210	Salto del Guaira	Canindeyú	24°1' 57,27	54°21' 13,81

Tabla: 1. Estaciones Meteorológicas utilizadas.

Fuente: Dirección de Meteorología e Hidrología.

3.1.2 Datos históricos de niveles.

Se obtuvieron los datos hidrométricos históricos de niveles en los ríos Ypané y Jejuí respectivamente, de las estaciones: de Belén y del Cruce ruta 3 del Anuario Hidrográfico, que fueron utilizados para la estimación de sus respectivas curvas de descarga altura-caudal (H-Q). El anuario hidrográfico dispone un registro de lecturas, desde el 01/01/1974 hasta el 31/12/1991, que corresponden a la ANNP (Administración Nacional de Aduanas

y Puertos).

Para la cuenca del Río Ypané que corresponde a la Estación Belén; fueron seleccionados los años con menos errores de lectura o transcripción y se tomó desde el 01/01/1974 hasta el 31/05/1987.

Para la cuenca del Río Jejuí se utilizaron los datos correspondientes a la Estación Cruce Ruta 3, solo se utilizaron los años que disponían de registros completos, y se seleccionó desde el 19/08/1982 al 31/12/1991.

3.3 Datos de estudio de suelo.

Proyecto de Racionalización del Uso de la Tierra (PRUT): Es un estudio de reconocimiento de suelos y determinación de su capacidad de uso en la Región Oriental del Paraguay, a efectos de sentar las bases para la planificación racional del uso y manejo sustentable de este recurso y la promoción de su ordenamiento territorial. (PRUT, 1995).

3.4 Descripción de los métodos utilizados para los componentes del ciclo hidrológico en el HEC-HMS.

El método utilizado modelo continuo es el SMA. Tiene en cuenta cinco niveles distintos en los que la precipitación puede ser retenida o almacenada: vegetación, retenciones superficiales, suelo, acuífero 1 (superficial) y acuífero 2 (más profundo).

Para lo que se generó el modelo conceptual determinando las características fisiográficas esenciales de los sistemas, área de las subcuencas y longitud de los tramos de los cauces de ríos.

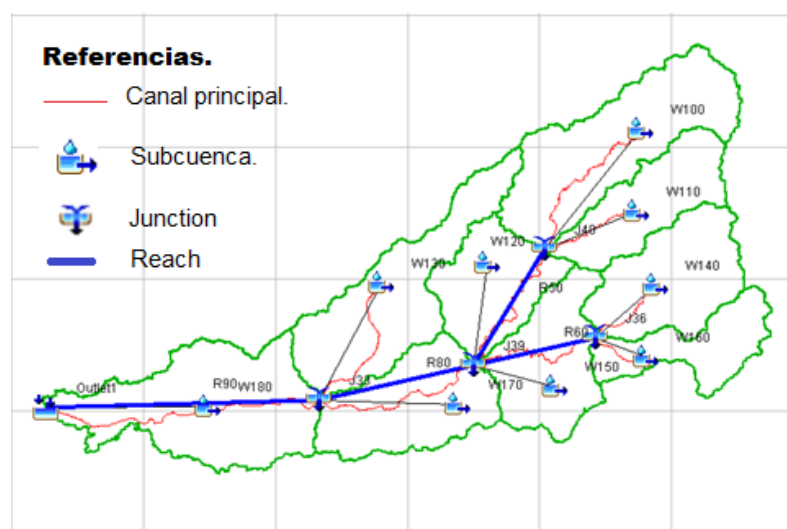


Figura: 3. Modelo conceptual de la Cuenca del río Ypané

Fuente: Elaboración propia.

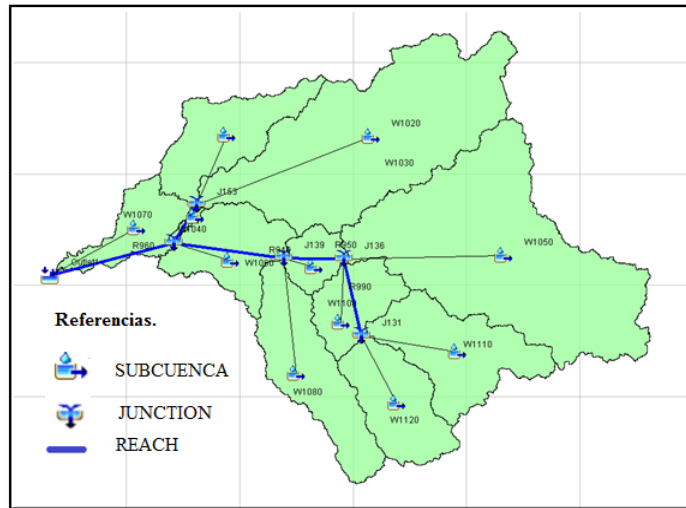


Figura: 4. Modelo conceptual de la Cuenca del río Jejuí en HEC-HMS.

Fuente: Elaboración propia.

a) Interceptación en la cubierta vegetal (Interception Canopy): Representa la parte de la precipitación que no alcanza el suelo porque es retenida en las plantas. Mediante inspección visual de las imágenes satelitales disponibles a través de Google Earth, se obtuvo el porcentaje de superficie ocupada por la vegetación (Zonas boscosas) y el uso del suelo (Zonas agrícolas) en el conjunto de cada subcuenca; posteriormente se utilizaron los valores propuestos por Vélez et al.(2009), para obtener un valor ponderado en cada subcuenca. Para este trabajo se optó solo por tener en cuenta; la retención en zonas agrícolas (3 mm) y zonas boscosas (9 mm).

b) Almacenamiento en depresiones superficiales (Surface depression storage): Es el volumen de agua retenido en las irregularidades de la superficie del terreno. Se utilizó el criterio de Gaete y Vergara, especificado en el “Manual de diseño de Sistemas de Riego Tecnificado” (2001), porque permite estimar la Capacidad de Infiltración en función a la textura del suelo, y posteriormente aplicar un factor de corrección en función a la pendiente de la superficie. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la tasa máxima de infiltración también depende de otros factores que son ignorados, como el uso de suelo, que en este caso es predominantemente agrícola.

Dentro de la clasificación “agrícola”, la capacidad de infiltración también puede variar en función al tipo de cultivo y a la cantidad de materia orgánica presente en los campos.

c) Almacenamiento en el suelo (Soil profile storage): La entrada es la infiltración desde la superficie. Las salidas son la ET y la percolación hacia el acuífero subyacente. Los parámetros solicitados por el método SMA (Soil Moisture Accounting) fueron posibles estimar; con los datos de espesor y textura de suelo; materia orgánica (datos del PRUT y SoilGrids), y la utilización del software Soil Water Characteristics (SWC).

Con el SWC se estima la conductividad hidráulica del suelo, la capacidad de campo y la saturación del suelo, mediante el porcentaje de arcilla, arena y la materia orgánica de

cada tipo de suelo. En ausencia de mejor información, la “Máxima Tasa de Percolación del Suelo (mm/hr)” solicitada por el SMA, es asumida como igual a la Conductividad Hidráulica vertical de la superficie del suelo. Por otra parte, los parámetros “almacenamiento del suelo (mm)” y “zona de tensión (mm)” son asumidos como la saturación y la capacidad de campo (proporcionados por el SWC), respectivamente.

d) Almacenamiento en los acuíferos (Ground wáter storage): El modelo distingue dos niveles: almacenamiento subterráneo 1 y almacenamiento subterráneo 2.

Las capas subterráneas del subsuelo requieren 6 (seis) parámetros. Los parámetros estimados son la Capacidad de Almacenamiento (mm) y el Coeficiente (hr) de respuesta de los dos acuíferos. Estos valores se estiman a partir del uso del Soil Grids que nos da los porcentajes de arena y arcilla, para espesores de 1 metro (1000 mm.) para el almacenamiento subterráneo 1 (GW1) y 2 metros (2000 mm.) para el almacenamiento subterráneo (GW2), luego con el SWC se estima la conductividad hidráulica, capacidad de campo, punto de marchitamiento y saturación.

3.4.1 Cálculo del Caudal Base

Se utilizó el método Reservorio Lineal que supone el tránsito a través de una serie de depósitos lineales. El método simula el almacenamiento y el movimiento del flujo subsuperficial a través de reservorios.

- **Contenido inicial de agua subterránea (GW Initial):** Es el caudal inicial, en el momento que el modelo comienza a trabajar.

- **Coeficiente de agua subterránea (GW Coefficient):** Es el coeficiente de almacenamiento de agua subterránea. El acuífero actúa como un lago o embalse, que recibe y suelta agua, también el acuífero atenúa el caudal y lo retrasa, como en cualquier procedimiento de tránsito de caudales.

- **Reservorios de agua subterránea (GW Reservoirs):** Simula cada acuífero como un número de depósitos en cadena que provocan la atenuación del caudal que se comenta más arriba. Se toma dos reservorios. Teniendo en cuenta la ausencia de datos, los coeficientes de los acuíferos solicitados en este método serán asumidos como iguales a los coeficientes determinados para el método de pérdidas.

3.4.2 Modelo de Transformación: Hidrograma Unitario de Clark.

El Hidrograma Unitario de Clark, es estimado con fórmulas que incluyen parámetros físicos de las cuencas de estudio como; el área, longitud del cauce principal, pendiente media, etc.

Para el TC se optó por la Fórmula de Kirpich (1940), que fue recogida en el libro “Hidrología Aplicada”, de V.T. Chow, fue calibrada con base en los datos registrados en 7

cuencas rurales de Tennessee, en E.E.U.U. Las cuencas consideradas presentaban una superficie inferior a 50 hectáreas y cauces bien definidos, con pendientes que oscilaban entre 3 % y 10 %. Para su utilización en cuencas con características diferentes a las utilizadas en el proceso de calibrado, se puede tener en cuenta lo indicado al respecto por D.A. Chin en su libro “Water Resources Engineering”, en el que se incluyen algunos coeficientes correctores, que se encuentran en la siguiente tabla.

Campo de aplicación	Coefficiente corrector
Superficies pavimentadas	0,4
Canales de hormigón	0,2
Cuencas naturales	2,0

Tabla: 2 .Coeficiente corrector de la fórmula de Kirpich.

Teniendo en cuenta la información de la tabla anterior, la expresión final de la fórmula de Kirpich, aplicada a cuencas naturales es;

$$T_c = 0,13252 \times \frac{J^{0,77}}{L^{0,385}} \quad (1)$$

T_c: Tiempo de concentración, en horas.

L: Longitud del curso de agua principal, expresada en km.

J: Pendiente media del curso de agua principal.

Para el coeficiente de almacenamiento, se ha investigado para obtener una ecuación práctica de R. En estudios realizados en cuencas aforadas por el Cuerpo de Ingenieros HEC (1982) se establece la siguiente ecuación:

$$\frac{R}{R+T_c} = K \quad (2)$$

Siendo:

T_c: Tiempo de concentración, en horas.

R: Coeficiente de almacenamiento, en horas.

K: Parámetro, cuyo valor se sitúa en un rango de variación comprendido entre 0,1 y 0,9, correspondiendo este último valor a zonas con poca pendiente y con uso agrícola.

3.4.3 Cálculo de Tránsito de Hidrograma.

Se optó por el modelo Muskingum – Cunge, que es una técnica de coeficientes no lineales que tiene en cuenta la difusión y amortiguación del hidrograma basado en propiedades físicas del canal y el hidrograma de entrada al tramo.

- Configuración de la Sección Transversal del canal dado por 8 puntos: con esta configuración mostrada en la figura 4, los puntos 3 y 6 representan las orillas izquierda y derecha del canal, respectivamente. Los puntos 4 y 5 se encuentran entre el canal. Los puntos 1 y 2 representan los puntos finales de la planicie de inundación del lado izquierdo,

mientras que los puntos 7 y 8 representan los puntos finales de la planicie de inundación del lado derecho.

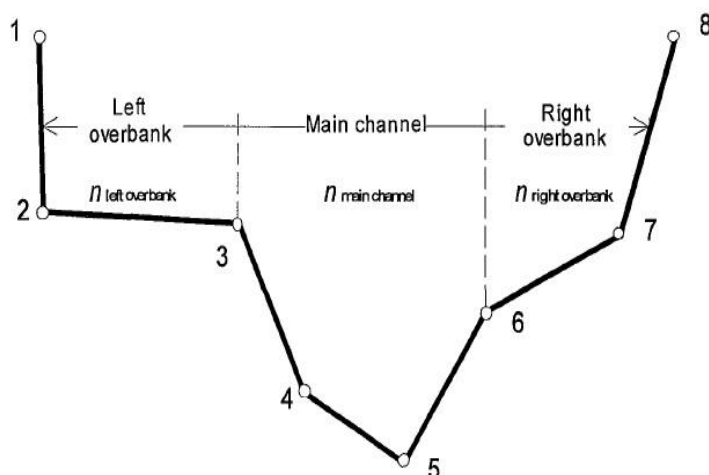


Figura: 5. Sección transversal de 8 puntos.

Fuente: Manual de Referencias Técnicas del HEC-HMS.

3.4.4 Distribución de la Precipitación

Se disponen de varios métodos para realizar el cálculo de la distribución de la precipitación en cuencas, para este trabajo se utilizó el inverso de la distancia; es un método local, que usa la información procedente de los pluviómetros más cercanos, por el cual el valor estimado se calcula a partir de los valores de las estaciones más cercanas, dando distintos peso a cada una de ellas según la distancia a la que se encuentren del punto estimado, de forma que a mayor distancia de una estación al punto de interpolación menor será su peso. Esta metodología es la recomendada por el HEC cuando las simulaciones se realizan para procesos operativos de predicción. Se utilizaron las estaciones de la tabla 1.

En general, la expresión que se utiliza para emplear este método es la siguiente:

$$Z_s = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{Z_i}{d_i^\alpha}}{\sum_{i=1}^N \frac{1}{d_i^\alpha}} \quad (\alpha > 0) \quad (3)$$

Donde;

d: Distancia del centroide de la cuenca a la estación más cercana.

Z_i: Es el valor de precipitación observado en la estación meteorológica.

3.4.5 Estimación de caudales sintéticos

La realización de mediciones de velocidad para determinar los caudales de descarga no siempre se puede realizar, por lo mismo se opta por utilizar el Método Área Pendiente,

que para el caso en el que ocurren grandes eventos de crecidas, puede estimar el flujo a través de métodos indirectos, tomando mediciones; de los niveles después de los eventos, áreas de las secciones transversales, la pendiente de los canales. Luego introducir estos parámetros en la ecuación de Manning para estimar el flujo.

La ecuación de Manning es;

$$Q = \frac{A \cdot R^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} \quad (4)$$

Donde;

Q: Caudal en m³/s.

R: Radio Hidráulico.

S: Pendiente del canal en condiciones de flujo uniforme.

n: Coeficiente de Rugosidad de Manning.

A: Área de la sección transversal en m².

3.4.6 Evapotranspiración.

Se utilizó el método de Thornthwaite, los datos necesarios son; temperatura (provenientes de la DMH) y la latitud de la tabla se obtiene el n° teórico de horas de sol.

4 | RESULTADOS

Después de realizar los ajustes manuales y automáticos a los parámetros del modelo, teniendo en cuenta los análisis hechos, a continuación se presentan los resultados de las simulaciones y calibraciones. Los años utilizados para la calibración en la cuenca del Río Ypané fueron desde el año 1976 a 1984 y para la cuenca del Río Jejuí desde el año 1982 a 1989, los datos utilizados para generar la curva H-Q fueron del Anuario Histórico de la ANNP, por la falta de datos actualizados.

Para la cuenca del Río Ypané en la Figura: 6 se observa la simulación de los caudales calibrados con un pico máximo de 300 m³/s; el volumen total escurrido de 2554,04 mm y para el sintético simulado se tiene un pico máximo de 548,5 m³/s, y el volumen total escurrido de 2338,37 mm, se tiene una diferencia porcentual de 9,22 % (se sobre estima el volumen).

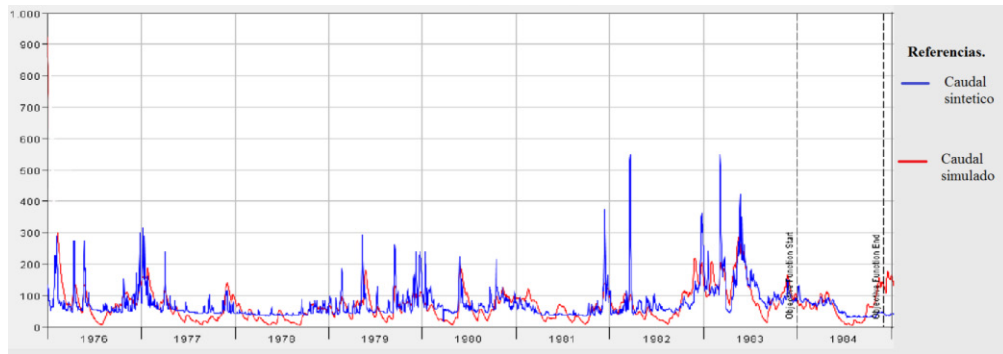


Figura: 6. Simulación de la cuenca del Río Ypané, luego de calibrar.

Fuente: Elaboración propia.

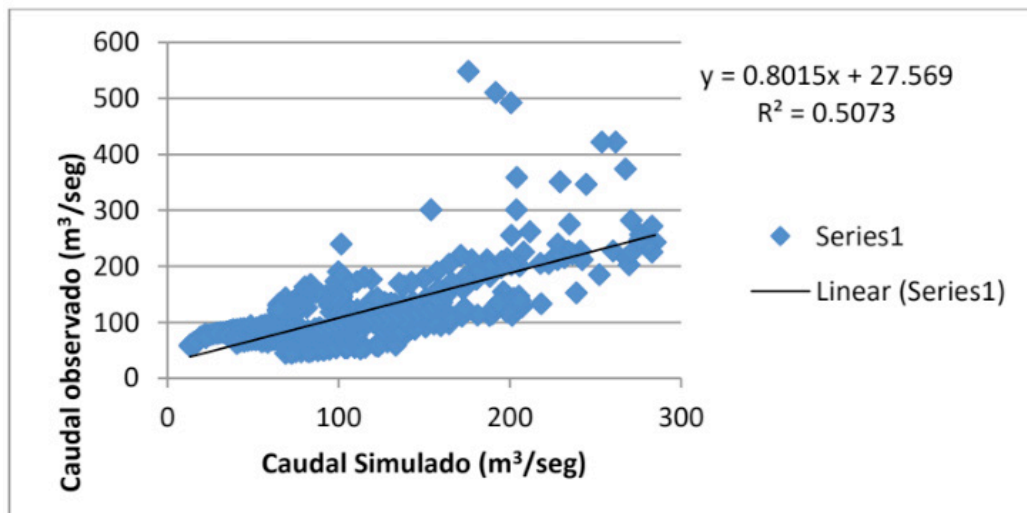


Figura: 7. Coeficiente de determinación para los caudales observados- simulados del Río Ypané.

Fuente: Elaboración propia

Se observa en la figura 6 que en años de crecida replica mejor el modelo, pero en los picos se tiene sub estimación ya que no acompaña al hidrograma sintético, teniendo en cuenta la Figura: 7, se puede decir que la calibración es positiva alta, según el Coeficiente de Correlación de Pearson; pero, hay que tener en cuenta que se utilizó un método empírico, el método área pendiente que tiene sus limitaciones. Algunas son;

- La sección transversal estimada no es la correcta.
- La cota cero del nivel es estimada.
- Al igualar la ecuación de Manning con la pendiente de la superficie del agua con la pendiente del lecho del río se asume una condición de flujo permanente diario, lo cual no representa apropiadamente los eventos de crecidas.

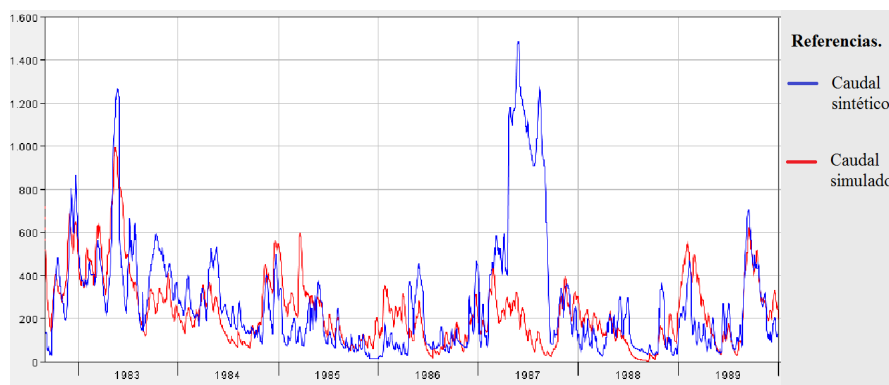


Figura: 8. Simulación río Jejuí luego de calibrar el modelo.

Fuente: Elaboración propia.

Para la cuenca del Río Jejuí se observa en la Figura: 8 la simulación de los caudales calibrados con un Pico Máximo de 993,5 m³/s, y un Volumen Total Escurrido de 2689,32 mm. En otras palabras, el modelo sub-estima el Pico Máximo en un -33% y sub-estima el Volumen Total Escurrido en un 16,15%. Observando la figura 9 se puede decir que la calibración tiene una correlación positiva alta, según el coeficiente de correlación.

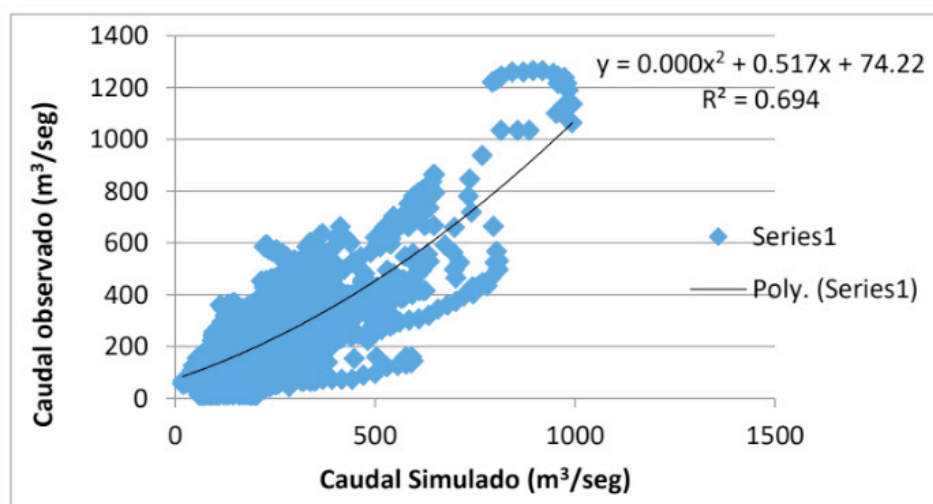


Figura: 9. Coeficiente de determinación para los caudales observados- simulados del Río Jejuí.

Fuente: Elaboración propia.

4.5 Comparación de los resultados obtenidos: Proyecto-Tesis

Como se mencionó, este trabajo forma parte del Proyecto UCA-CONACYT, INV 280 por lo que se realizó una comparación de los hidrogramas de las cuencas del río Ypané y del Río Jejuí.

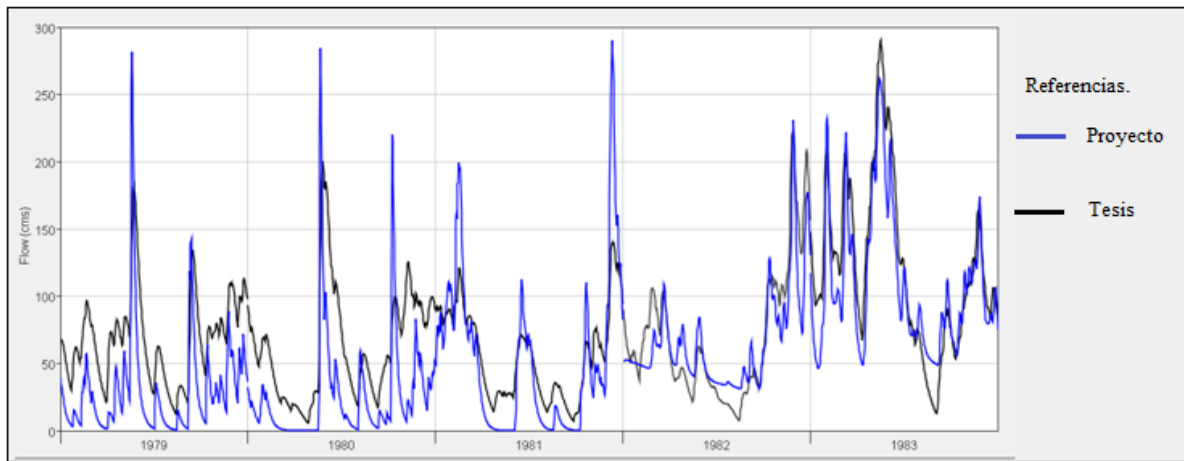


Figura: 10. Comparación de los hidrogramas en DSS obtenidos en la cuenca del Río Ypané.

Fuente: Elaboración propia.

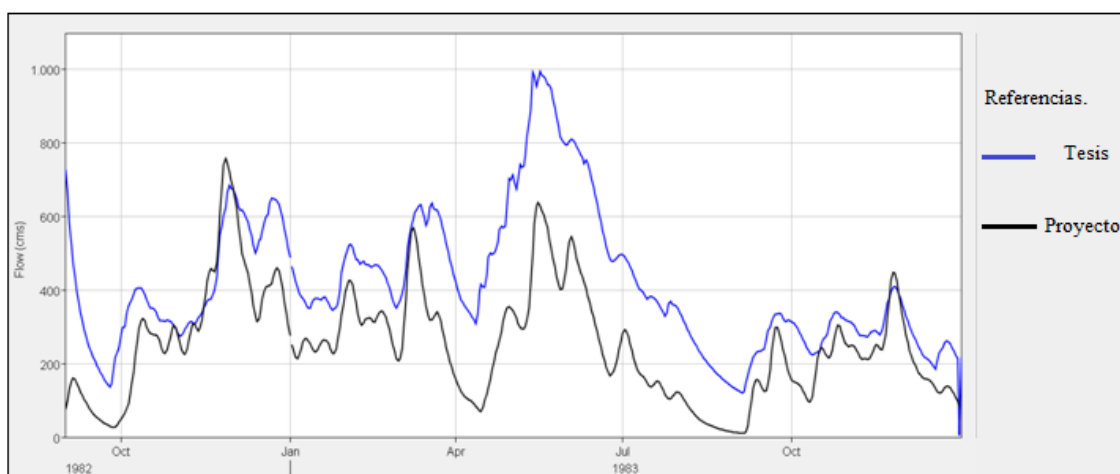


Figura: 11. Comparación de los hidrogramas en DSS obtenidos en la cuenca del Río Jejuí.

Fuente: Elaboración propia.

Observando las Figuras: 10 y 11, ambos hidrogramas tienen la misma forma, el de la tesis esta sobre estimado, comparando con el hidrograma del proyecto, se debe a las estaciones utilizadas, ya que en el proyecto se tuvieron cuatro estaciones y para la tesis cinco estaciones; la distribución de la precipitación fue hietograma especificado y el método de distribución fue por polígonos de Tiessen en el proyecto; en la tesis el método de distribución de la precipitación fue inverso de las distancias. La subdivisión en subcuencas en el proyecto fue de siete subcuencas y en la tesis se subdividió en once subcuencas.

Por lo que se concluye que las diferencias son en función a las estaciones meteorológicas utilizadas, como a los métodos de distribución de la precipitación y a la sub división de las cuencas.

5 | CONCLUSIONES

En este trabajo de investigación e implementación del modelo hidrológico HEC-HMS se tuvo un resultado aceptable, a pesar de las limitaciones de datos, por lo que se realizó la selección de los datos de niveles históricos, ya que en algunos años en la serie de tiempo se encuentran incompletos y/o los datos presentan valores incoherentes (valores negativos), para obtener una curva Altura- Caudal con el menor error posible.

Como se puede observar el modelo replica en épocas de crecidas; y en estiaje acompaña, la forma del hidrograma simulado, se puede decir que se tuvo un resultado aceptable con una bondad de ajuste para el Río Ypané de $R^2= 6,05$ y para el Río Jejuí $R^2= 0,694$, según el coeficiente. Lo que significaría que el modelo puede ser utilizado para predicciones de eventuales crecidas, mediante la simulación del cambio de estado del régimen hidrológico y que está sujeto a una posterior calibración teniendo en cuenta que los caudales deben ser medidos.

Además, la investigación contribuyó al proyecto UCA-CONACYT “DESARROLLO E IMPLEMENTACION DE UN SISTEMA DE PRONOSTICO DE NIVELES Y CAUDALES DEL RIO PARAGUAY”, con las metodologías empíricas utilizadas que fueron aplicadas al proyecto.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado como Tesis Final de Grado para obtener el título de Ingeniera Ambiental, por lo que corresponde agradecer especialmente al Ing. Roger Monte Domecq y al M.S. Ing. Roberto Takahashi, por la disponibilidad de tiempo, predisposición y orientación en todo momento durante la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- APARICIO, F.J. *Fundamentos de Hidrología de Superficie* – 1ra Edición. México, Editorial LIMUSA, 1992. ISBN 968-18-3014-8.
- BANCO MUNDIAL & MAG. (1995). *Proyecto de Racionalización del Uso de la Tierra*. Asunción - Paraguay.
- CHOW, V. T. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw-Hill Interamericana.
- COLLISCHONN, W., & TASSI, R. (2008). *Introduciendo Hidrología* (5ta. ed.). Porto Alegre - Brasil: Instituto de Pesquisas Hidráulicas IPH-UFRGS.
- FATTORELLI, S., & FERNÁNDEZ, P. C. (2011). *Diseño Hidrológico*. Edición digital publicada en la biblioteca virtual de la WASA-GN. ISBN: 978-987-05-2738-2.
- FRANCÉS, F., & MÚNERA, J. (2008). “*Modelación hidrológica distribuida de la cuenca de los ríos saja-besaya con el modelo tetis v.7.2, para estimación probabilística de avenidas en los períodos de estiaje*”. XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Cartagena de Indias - Colombia.

ITAIPU-FPTI (2011). “**Proyecto: Inventario de los Recursos Hidroenergéticos de las cuencas Hidrográficas de los ríos afluentes del Paraná y Paraguay en la Región Oriental del Paraguay (RHPY)**”. Atlas Potencial Hidroenergético del Paraguay, Vol. 1 y Vol. 2

KIRPICH, JUN (1940). **Time of Concentration of Small Agricultural Watersheds.**

PONCE, V.M. (1989). **Engineering Hydrology.** Prentice Hall.

SAXTON, K.E, RAWES W.J. (2006). “**Soil Water Characteristics Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions**”.

VISSMAN, W. J. & LEWIS, G. L. (2003) 5ta. Edición, *Introduction to Hydrology.*

USACE - U.S. Army Corps of Engineers. (2016). **Hydrologic Modeling System HEC-HMS User’s Manual.** Version 4.2.

CORRELAÇÃO ENTRE DOIS AVALIADORES DE DECLIVIDADE MÉDIA DO TALVEGUE PRINCIPAL DE 31 BACIAS NA REGIÃO DO MÉDIO TIETÊ

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 17/04/2020

André Luiz de Lima Reda

Universidade Presbiteriana Mackenzie, Escola de Engenharia Mackenzie

São Paulo – SP

Instituto Mauá de Tecnologia, Escola de Engenharia Mauá

São Caetano do Sul – SP

<http://lattes.cnpq.br/5299326878413283>

Raul Victor Martins Julião de Oliveira

Universidade Presbiteriana Mackenzie, Escola de Engenharia Mackenzie

São Paulo – SP

<http://lattes.cnpq.br/9517653349210036>

Paulo Takashi Nakayama

Departamento de Águas e Energia Elétrica, Centro Tecnológico de Hidráulica

Faculdade de Engenharia São Paulo

São Paulo – SP

<http://lattes.cnpq.br/6446798912596918>

todo um hidrograma de cheia ou uma vazão máxima de projeto). Exemplos deles são área de drenagem, comprimento do talvegue principal, índice de compacidade e fator de forma (fatores planimétricos); além de vários tipos de declividade média, tais como vários avaliadores dela para o talvegue principal ou a média superficial para a bacia toda. Aqui são publicados resultados preliminares de uma pesquisa mais ampla que visa, ao final, correlacionar diversos desses fatores entre si para 31 bacias com áreas entre 38 e 113 km² na bacia do Médio Tietê (estado de São Paulo). A principal conclusão aqui foi validar a tradicional crença de que a declividade média harmônica e a das áreas equivalentes são próximas, sendo isto mais notado em bacias com certos fatores de forma dentro de determinadas faixas de valores. Recomendam-se estudos similares em outras regiões.

PALAVRAS-CHAVE: Bacia hidrográfica; correlação; regressão; declividade; rio Tietê.

RESUMO: A morfologia de uma bacia hidrográfica pode ser descrita combinando fatores numéricos que podem alimentar modelos matemáticos para estimar vazões de resposta da bacia a uma tormenta (exemplos:

CORRELATION BETWEEN TWO EVALUATORS OF MAIN TALWEG AVERAGE SLOPE FOR 31 DRAINAGE BASINS IN THE MEDIUM TIETÊ REGION - BRAZIL

ABSTRACT: Hydrographic basin morphology may be described by numerical factors, usually input together into mathematical models meant to estimate basin response to storms (e.g., a design peak flow or a flood hydrograph). Examples of these factors are catchment area, main thalweg length, compactness index and shape factor (all planimetric); or different types of average slopes, such as some for the main thalweg and that for the whole basin surface. The article publishes partial results from a broader research project that aims, at its end, at correlating some of such factors to each other for 31 basins sized from 38 to 113 km², all in the Mid-Tietê river basin (São Paulo state, Brazil). The main conclusion was that the traditional belief that the equivalent-area, and the harmonic average thalweg slopes result similar values – being it most noticeable for basins if certain shape factors are restricted to specific ranges of values. Similar studies are recommended for different geographic regions.

KEYWORDS: Drainage basin; correlation; regression; slope; Tietê river.

1 | INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica e o escoamento superficial

A água pluvial pode escoar sobre a superfície da Terra por gravidade, o que se conhece por “escoamento superficial”; evaporar durante a queda; ser interceptada por folhas de árvores, telhados ou outros obstáculos; infiltrar no solo (saturando certa parte dele) ou ser retida temporariamente no meio poroso sob sua superfície (gerando o “escoamento subterrâneo”, relativamente mais lento). A parcela da água pluvial dirigida ao escoamento superficial se chama “precipitação efetiva” e o fluxo oriundo diretamente dela é o “escoamento superficial direto”. Define-se bacia hidrográfica como “parte da superfície terrestre que, por ação da gravidade, leva todo o escoamento superficial direto nela originado a convergir a um único local de saída via superficial, denominado exutório” (GARCEZ e ALVAREZ, 1988).

Hidrograma de enchente e o hidrograma unitário

O gráfico vazão x tempo numa seção transversal de rio, que é o “exutório” da bacia hidrográfica que por ela deságua, denomina-se “hidrograma”. O “hidrograma de uma enchente” mostra essa variação da vazão quando a bacia é sujeita a precipitação relevante e intensa. Sua forma é função das características da chuva e da morfologia da bacia. Um modo simplificado de mostrar o resultado típico do escoamento superficial direto na bacia após uma tormenta isolada e curta é o “hidrograma unitário”, HU – operador matemático que representa o escoamento superficial devido a uma chuva efetiva imaginária de altura unitária (1,0 mm), uniforme sobre a bacia e de curta duração (a “precipitação unitária”). O

HU é função da bacia e da duração da “chuva unitária”, geralmente escolhida como uma fração conveniente do “tempo de concentração” da bacia (REDA, 1985).

Sherman definiu HU de forma pioneira na “Teoria Linear do Hidrograma Unitário” (1932, apud REDA, 1985), sob hipóteses simplificadoras visando versatilidade no uso prático para estimar hidrogramas de enchente de projeto para obras de drenagem. Propõe que hidrogramas parciais, cada um refletindo o resultado de uma parcela consecutiva da “chuva efetiva de projeto”, discretizada em intervalos – ou “ Δt ” – curtos, sejam combinados para gerar um “hidrograma de cheia de projeto”. Essa combinação usa a operação matricial de “convolução” e o valor recomendado de Δt é função da bacia. O HU a usar na operação deve ser aquele para uma “precipitação efetiva unitária”, de duração igual à do Δt escolhido para discretizar a chuva efetiva de projeto.

Tempos que estimam a demora na resposta da bacia a uma tormenta

O tempo do início ao fim do escoamento superficial direto no exutório da bacia costuma ser bem maior que a duração da chuva efetiva que o causa, dada a resistência oferecida ao escoamento pela superfície da bacia – representada pelos parâmetros da bacia chamados “tempos de resposta”. Bacias com mais resistência ao escoamento têm maiores tempos de resposta e picos de vazão mais abatidos – isto é, suas cheias são mais amortecidas. Reda (1985) mostra que parâmetros da forma do hidrograma podem ser relacionados a tempos de resposta de bacia; dentre eles, tempo de base, t_b ; tempo de pico, t_p ; tempo de retardo (ou “lag time”), t_L ; tempo de retardo do pico, t_{pL} , e tempo de concentração, t_c . Para definir esses tempos de resposta (exceto t_c), considera-se o hidrograma de enchente e o hidrograma efetivo que o causou – e não o transporte de determinada partícula de água pela superfície. Por exemplo, tempo de pico, t_p , é a demora desde o início até o pico do hidrograma.

Vários métodos para estimar o t_p específico para um HU de projeto se apoiam no valor de t_c , uma característica da bacia. Portanto, é importante definir t_c , o “tempo decorrido entre o início da chuva efetiva e o primeiro instante em que cada ponto da superfície da bacia já esteja enviando ao exutório, via superfície, partículas daquela água pluvial” – definição que simplifica o comportamento do escoamento. Informalmente, t_c é citado como “tempo necessário para, numa chuva efetiva longa, constante no tempo e uniforme na bacia, a vazão de origem superficial no exutório atingir regime permanente”. Enfatiza-se que tais definições só consideram o escoamento originado pela chuva efetiva (SILVEIRA, 2005).

Hidrogramas unitários sintéticos

O ideal para estimar vazão de cheia de projeto numa bacia é existir série histórica de vazões máximas, a ser tratada estatisticamente. No entanto, só bacias importantes, de rios de maior porte, têm tais registros. As de porte médio, que requerem estudos de drenagem, não costumam contar com estes, sendo nelas comum o emprego do “hidrograma unitário

sintético”, estimado a partir de características morfológicas da bacia (MARCELLINI *et al.*, 1999). Têm-se pesquisado conjuntos de relações matemáticas – ou modelos – para estimar HU sintético em função de características morfológicas da bacia. Tais modelos são desenvolvidos sobre uma base de dados de grupos de bacias com bons registros de hidrogramas de cheia e chuvas intensas. Para o modelo ser aplicável à bacia, os valores dos parâmetros que descrevem sua forma devem estar incluídos nas respectivas faixas de valores dos parâmetros das bacias que o geraram.

Características de bacias dentro de um contexto geológico e climático podem permitir que tais modelos sejam validados por região. Reda (1985) propôs o primeiro método de HU sintético para bacias rurais no estado de São Paulo, depois atualizado por Pio (1999) com uma base de dados históricos mais longa.

Formulações empíricas que estimam tempo de concentração

Pela importância de t_c para estimar outros tempos de resposta ou o próprio HU sintético, é comum o uso de fórmulas empíricas para calculá-lo em função de parâmetros de forma da bacia. Silveira (2005) investiga as origens de 23 delas para bacias rurais e urbanas distribuídas pelo mundo, algumas usadas no Brasil para projetos de drenagem. Nelas, t_c é geralmente estimado com base em fatores numéricos representando características de tamanho, declividade e resistência ao escoamento da bacia (SILVEIRA, 2005). Nota-se nas 23 fórmulas a presença de fatores representando tamanho e declividade. A característica de tamanho mais usada é o comprimento do talvegue principal, L (entra em 21 dessas equações). Depois vem A , área de drenagem da bacia (em 6 delas). A dificuldade em encontrar publicações originais de várias dessas fórmulas sujeita seu uso a incertezas sobre como determinar parâmetros – por exemplo, aqueles representando alguma declividade ou algum comprimento.

A notação do parâmetro de declividade geralmente é S (do Inglês *slope*) ou I (de inclinação). Bacias com maior declividade geralmente têm escoamento superficial mais veloz, resultando t_c menor – logo, maior altura de pico de cheia. Porém, declividade é um parâmetro sem modo de determinação (ou definição) único(a), estimado na prática pelas várias formas alternativas discutidas a seguir. É mais comum projetistas empregarem algum método que use um valor de declividade “média” do talvegue principal da bacia sem maior especificação quanto ao tipo (ou forma de cálculo) dessa média, gerando dúvidas.

Fatores numéricos que representam declividades médias do talvegue principal e de bacia

Os fatores de declividade mais usados são três, com significados físicos e modo de estimar específicos a partir do perfil longitudinal do talvegue principal da bacia (LINSLEY *et al.*, 1982; VILLELA e MATTOS, 1975). O primeiro é sua “declividade média aritmética”, \bar{I}_1 , adimensional estimado com base nas posições dos extremos desse talvegue.

Simplificadamente, é obtido dividindo o desnível entre a nascente e o exutório (ΔH_{tot}) pela extensão total do curso d'água, L , resultando a equação (1).

$$\bar{I}_1 = \bar{I}_1 = \frac{\Delta H_{tot}}{L} \quad (1)$$

O segundo tipo, “declividade média das áreas equivalentes” ou “declividade média ponderada do álveo” (CARVALHO e SILVA, 2006), \bar{I}_2 , pode ser obtido de modo gráfico, traçando no perfil do talvegue principal uma reta que parte do exutório e segue para montante de modo que a área abaixo dela e acima do perfil seja igual à área acima dela e abaixo do perfil (“reta de compensação de áreas”). Assim, a área sob o perfil e acima da cota do exutório e a área abaixo da reta e acima da cota do exutório coincidem, originando sua denominação. Pode ser estimada tanto graficamente, pela inclinação da reta, quanto numericamente, pela equação (2),

$$\bar{I}_2 = \frac{2\sum A_i}{L^2} \quad (2)$$

em que L é o comprimento do talvegue principal em planta e $\sum A_i$ é a área total, no gráfico do perfil, entre este e a cota do exutório. Calcula-se $\sum A_i$ dividindo L em n trechos de mesmo comprimento ΔL_i e somando as áreas A_i dos vários trapézios aproximados entre H_0 e cada trecho da linha do perfil.

O terceiro estimador, \bar{I}_3 , “declividade equivalente constante”, é também a “média harmônica” dos valores das declividades dos trechos do perfil longitudinal quando L , extensão total do álveo em planta, for dividida em n ΔL_i iguais. É considerada a mais representativa das três hidraulicamente, admitindo que um canal reto com tal declividade e comprimento L teria tempo de percurso próximo ao real. Sua formulação advém da proporcionalidade entre perda de carga unitária (para Chézy, próxima à sua declividade, no regime uniforme) e o quadrado da velocidade em cada trecho (SILVEIRA, 1993; VILLELA e MATTOS, 1975) – vide equação (3),

$$I_3 = \left(\frac{L}{\sum \left(\frac{\Delta L_i}{\sqrt{I_i}} \right)} \right)^2 \quad (3)$$

generalizada para valer de modo geral, considerando os subtrechos do comprimento L não necessariamente de iguais tamanhos, I_i como declividade de cada trecho e ΔL_i , seu comprimento.

Esses três estimadores não consideram a superfície completa da bacia – só a configuração altimétrica do perfil do talvegue principal. Mais representativa seria a “declividade média superficial” da bacia, $S_{\text{sup,méd}}$, obtida com base num conjunto de dados orográficos distribuído por toda a sua superfície. Para obtê-la, Villela e Mattos (1975) propõem o método das quadrículas: sobre põe-se à carta planialtimétrica uma folha transparente reticulada e, em cada vértice, faz-se um vetor ortogonal à curva de nível que ali passa, de sentido igual ao do escoamento superficial natural e tamanho proporcional ao quociente do desnível entre as curvas de nível adjacentes envolvendo esse vértice pela distância em planta entre elas. Como o desnível entre curvas consecutivas num mapa é constante, o tamanho do vetor é inversamente proporcional à distância entre elas. Após traçados os vetores mostrando a declividade superficial em cada vértice do reticulado, faz-se uma tabela de valores de declividade por vértice e nela se calcula a média simples destas, $S_{\text{sup,méd}}$.

Parâmetros da forma da bacia em termos planimétricos

Representa-se a forma da bacia em planta por parâmetros (ou coeficientes numéricos) que, quando inseridos em certas fórmulas empíricas, possibilitam estimar tempos de resposta e a forma do hidrograma unitário (COLLISCHONN e DORNELLES, 2013). Deles, o mais importante é a “área de drenagem” da bacia, A , medida por planimetria. Os parâmetros “perímetro” da bacia, P (mede seu contorno), e “comprimento do seu talvegue principal”, L (o mais longo da rede hidrográfica, medido do exutório para montante), são avaliados por métodos curvimétricos, em planta. O “coeficiente de compactidade”, K_c , ($\geq 1,0$), indica se a bacia é menos ou mais compacta. É definido pela equação (4),

$$K_c = \frac{P}{C} = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (4)$$

na qual C é a circunferência do círculo com área A igual à da bacia. Para bacias de perímetro mais sinuoso, K_c resulta mais alto. O parâmetro I_c , “índice de conformação”, indica se a bacia é longa (estreita) ou curta (larga), sendo definido pela equação (5),

$$I_c = \frac{\bar{L}}{L} = \frac{A}{L^2} \quad (5)$$

em que $L = A/L$ é a largura média da bacia. I_c baixo (mais próximo de zero) indica bacia longa; I_c alto (bem superior a 0,3, raramente acima de 0,6) indica bacia curta.

2 | JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

Métodos empíricos para estimar tempos de resposta a tormentas por bacias de tamanho médio ou até hidrogramas de projeto para elas empregam ao menos um

estimador de declividade média. Declividades médias do talvegue principal são de determinação mais simples, mas não refletem as condições do fluxo da água por toda a superfície da bacia. A declividade média superficial, $S_{sup,méd}$, por outro lado, associa-se a estas condições mas tem determinação mais trabalhosa – sendo, daí, pouco usada. Nesta pesquisa, não se encontrou trabalho relevante relatando correlação forte entre tipos diferentes de declividade média de bacia que sugerisse usar um para estimar outro. Isto ensejou um estágio acadêmico do segundo autor no Centro Tecnológico de Hidráulica do DAEE-SP, supervisionado pelo terceiro, e viabilizou um Projeto de Iniciação Científica do segundo autor, orientado pelo primeiro na Universidade Presbiteriana Mackenzie. Aqui se relatam alguns resultados desses trabalhos.

3 | OBJETIVOS DA PESQUISA

O objetivo geral do trabalho é, inicialmente, levantar valores de quatro tipos de declividades médias representativas e principais fatores planimétricos de forma de 31 bacias hidrográficas de porte médio na região do Médio Tietê para, com base neles, identificar correlações relevantes entre pares de declividades dentro de faixas de valores desses fatores de forma. Esta fase da pesquisa também visou preparar a base de dados e resultados parciais que geraram o Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Civil do segundo autor, com escopo mais amplo. O objetivo específico é investigar se a usualmente perceptível relação entre declividade média das áreas equivalentes e declividade média harmônica é identificável nas bacias aqui estudadas.

4 | O CASO ESTUDADO

Estudaram-se 31 sub-bacias contribuintes do trecho médio do rio Tietê – ver Figura 1. Esse rio fica todo no estado de São Paulo e o trecho médio da sua bacia tem cerca de 125 km de largura e 400 km de comprimento, partindo, a montante, de Pirapora do Bom Jesus e seguindo daí até a barragem de Promissão, a jusante. O Médio Tietê cobre cerca de 50.000 km² de área. Com base na divisão do Estado em Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo, DAEE-SP, estudam-se aqui bacias nas Unidades de números 5,10, 13 e 16.

5 | DADOS E METODOLOGIA

A base planialtimétrica para estudar as 31 bacias foram cópias da Carta do Brasil do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) na escala 1:50.000, restituída por sobrevoos das décadas de 1960 e 1970. Nelas, a maioria dessas 31 bacias exibe

urbanização bem menor que hoje (cerca de cinco décadas depois) – o que permitiu tratá-las como predominantemente rurais. A escolha das bacias foi aleatória, buscando uma distribuição homogênea na região, com áreas de 38 a 113 km² – o que as classifica como de médio porte. Após escolher o exutório de cada bacia no mapa, traçou-se, com base nas informações planialtimétricas, seu divisor (ou contorno) topográfico. Daí, transferiu-se cada divisor para papel vegetal, para estimar áreas de bacia por aproximação por polígonos de áreas equivalentes e determinar o perímetro e o comprimento do talvegue principal da bacia usando régua flexível na mesma escala da cópia do mapa. Com base nestes dois parâmetros e na área, calcularam-se o índice de conformação (I_c) e o coeficiente de compacidade (K_c) da bacia.

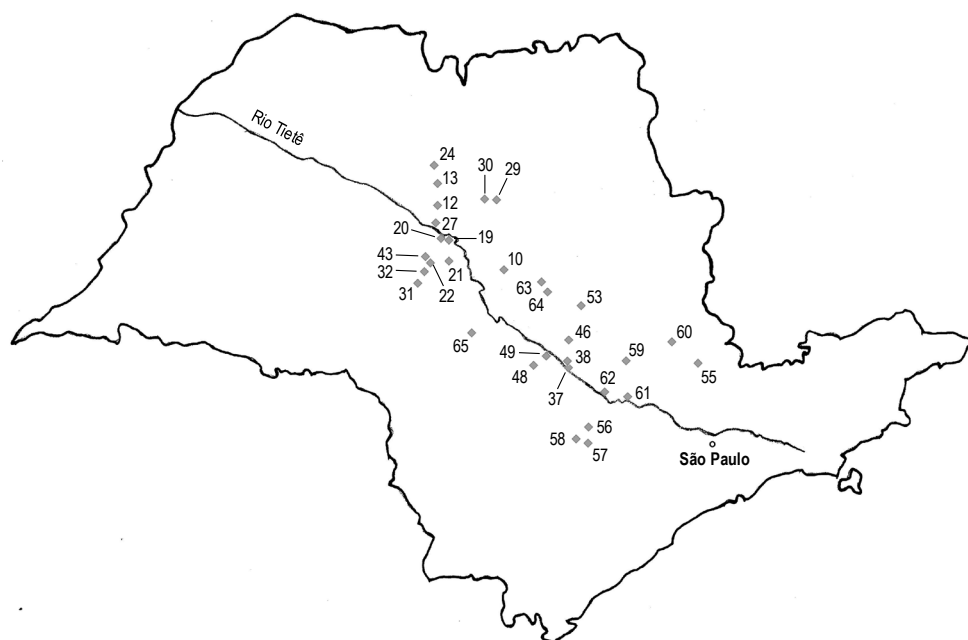


Figura 1: Mapa do estado de São Paulo mostrando os exutórios das 31 bacias estudadas.

Desenhou-se, também, o perfil longitudinal do talvegue principal de cada bacia, dividindo-se seu comprimento L em trechos de comprimentos iguais em planta, ΔL . Calcularam-se então, numa planilha Excel com informações obtidas do perfil, os três estimadores de declividade média do talvegue, \bar{I}_1 , \bar{I}_2 e \bar{I}_3 .

O método para determinar a declividade média superficial de cada bacia seguiu de perto aquele mostrado na sua definição. Para cada faixa de valores de área de bacia, escolheu-se uma medida adequada para o lado da quadrícula padrão do reticulado, em folha transparente de acetato, a ser superposto ao mapa para nele marcar os vértices onde se estimou declividade superficial pontual. Usaram-se quadrículas de 1,5 cm de lado (equivalente a 750 m reais) para bacias com área até 60 km², de 2 cm (ou 1 km) para bacias com área de 60 a 99 km² e de 2,5 cm (ou 1,25 km) para bacias a partir de 100 km². Assim, garantiu-se para cada bacia um número de vértices de 70 a 110. Cada conjunto constituído por mapa e folha de acetato a ele superposta foi fotocopiado e, na

cópia, fez-se um traço com seta, tamanho e sentido adequados cruzando cada vértice da malha dentro da bacia e ligando as curvas de nível adjacentes que o envolvem. Calculou-se, então, o quociente do desnível altimétrico entre as extremidades de cada traço pela distância entre elas, o que forneceu a declividade máxima da superfície em cada ponto. Tais operações, feitas numa planilha eletrônica, permitiram o rápido cálculo da média aritmética de todas essas declividades pontuais, ou seja, a declividade média superficial de cada bacia, $S_{sup,méd}$.

6 | RESULTADOS E ANÁLISE

Obtiveram-se resultados numéricos para os índices de forma planimétricos e declividades médias acima descritas nas 31 bacias numa planilha Excel, que gerou vários gráficos de regressão entre as declividades \bar{I}_2 e \bar{I}_3 . Em cada um se traçou a reta de regressão com melhor ajuste aos pontos, com opção de passar exatamente ou aproximadamente pela origem comum dos eixos, além do coeficiente de determinação, R^2 . Vê-se na Tabela 1 o R^2 resultante para a correlação de \bar{I}_2 com \bar{I}_3 , para toda a amostra, 31 bacias. Algumas correlações adicionais foram feitas para faixas específicas de valores de I_c , K_c e $S_{sup,méd}$ – de valores altos e de valores baixos – investigando valores limites que viessem a reforçar a correlação. A presença de ‘x’ numa célula indica que o tipo de declividade média daquela coluna entra na regressão considerada naquela linha. Buscou-se correlacionar \bar{I}_1 com os outros tipos de declividades, mas não há ‘x’ na sua coluna devido ao insucesso de tais tentativas.

Os coeficientes R^2 variam de 0,68 a 0,89 (faixa de variação: 14,7% do maior). Analisando os casos com melhor correlação, $\bar{I}_2 \times \bar{I}_3$ para toda a amostra de bacias resultou $R^2 = 0,84$ (Figura 2 - esq.). Mas, refazendo a análise para as bacias de K_c alto (menos compactas), R^2 cresce para 0,88 (Figura 2 - dir.) e, para as de I_c baixo (mais longas), para 0,86 (Figura 3 - esq.). Em termos gerais, isto confirma a tradicional crença em que \bar{I}_2 seja um bom estimador de \bar{I}_3 ; ainda, recomenda pesquisar correlações entre eles por faixas de tamanho de bacia. Analisando $\bar{I}_2 \times \bar{I}_3$, agora, para as bacias mais íngremes ($S_{sup,méd}$ mais alto), R^2 resulta relativamente mais alto: 0,89 (Figura 3 - dir.). Para reforçar tais conclusões, repetiu-se a análise para K_c mais altos e I_c e $S_{sup,méd}$ mais baixos. Resultaram R^2 muito baixos, o que incentiva a continuar a pesquisa incorporando um terceiro elemento (não só \bar{I}_2 e \bar{I}_3) a qualquer regressão entre declividades médias

Declividades			$S_{sup,méd}$		K_c		I_c		Global
\bar{I}_1	\bar{I}_2	\bar{I}_3	baixa (0,035 a 0,084)	alta (0,084 a 0,201)	baixo (1,120 a 1,322)	alto (1,322 a 1,768)	baixo (0,106 a 0,310)	alto (0,310 a 0,630)	
	x	x							0,84
	x	x	0,68						
	x	x		0,89					
	x	x			0,82				
	x	x				0,88			
	x	x					0,86		
	x	x						0,84	

Tabela 1: Coeficientes de determinação das correlações investigadas

Na análise de $\bar{I}_1 \times \bar{I}_3$, resulta R^2 apenas 0,29 para toda a amostra de bacias, não havendo melhora ao repeti-la para faixas específicas de valores de K_c , I_c e $S_{sup,méd}$ – e o caso de $S_{sup,méd}$ foi o de menor R^2 , novamente. A Tabela 1 não mostra esses resultados menos significativos de análise de regressão.

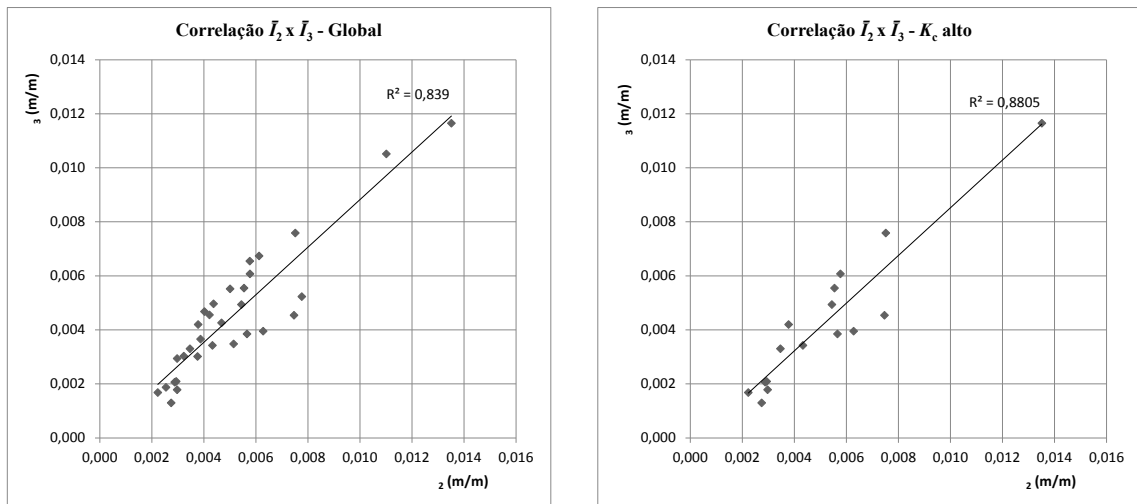


Figura 2: Correlações $\bar{I}_2 \times \bar{I}_3$ para todas bacias (esq.) e as de K_c mais alto (1,322 a 1,768, dir.).

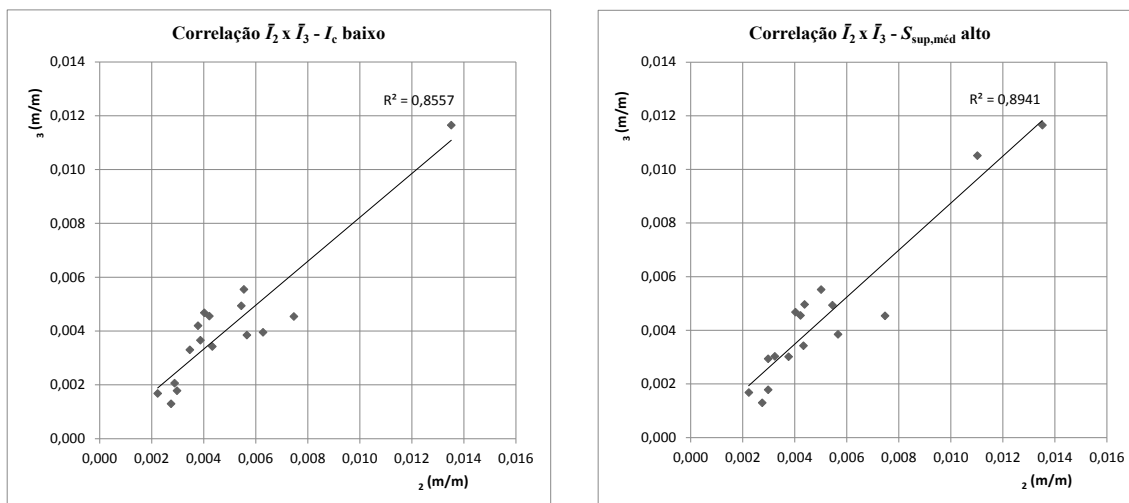


Figura 3: Correlação $\bar{I}_2 \times \bar{I}_3$ para as bacias de I_c baixo (0,106 a 0,310, esq.) e as de $S_{sup,méd}$ alta (0,084 a 0,201, dir.).

7 | CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

A conclusão mais relevante deste estudo é a forte correlação entre as declividades média das áreas equivalentes e média harmônica, que constitui uma constatação tradicional entre hidrólogos no Brasil. Isto recomendou a continuidade do trabalho na forma de uma pesquisa mais ampla, por parte do segundo autor, vindo a constituir um projeto de iniciação científica, a ser reportado em publicação posterior. Recomenda-se, ainda, este tipo de pesquisa para outras regiões geográficas.

Outra conclusão importante é que é possível resultarem correlações melhores dentro de certas faixas de valores de determinado índice de forma da bacia do que com todo o conjunto de dados. Isto sugere tentar, na sequência desta linha de pesquisa, incorporar esses coeficientes de forma a análises de regressão múltipla (isto é, considerar mais de duas características da bacia na análise) – por exemplo, incluindo dois avaliadores de declividade média do talvegue e, como um terceiro elemento, um índice de forma planimétrico ou a declividade média superficial. Pesquisas deste tipo não se mostraram evidentes nos estudos de revisão bibliográfica deste trabalho, recomendando-se sua realização em outras regiões.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio do Centro Tecnológico de Hidráulica do DAEE-SP, que permitiu a consulta à sua mapoteca com cartas do IBGE e o uso de instalações para desenvolver parte do trabalho.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO, D. F. de; SILVA, L. D. B. **Bacia hidrográfica**. 2007. Dispon. em: <http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/HIDRO-Cap3-BH.pdf>> Acesso: 3 abr. 2016.
- COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos-ABRH, 2013.
- GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia**. 2.ed. São Paulo: E. Blücher, 1988.
- LINSLEY, R. K.; KOHLER, M. A.; PAULHUS, J. L. H. (1982). **Hydrology for Engineers**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1982.
- MARCELLINI, S. S.; PORTO, R. L. L.; ZAHED FILHO, K. **Escoamento superficial**. 1999. Dispon. em: <http://www.pha.poli.usp.br/LeArq.aspx?id_arq=7813> Acesso em: 2 mar. 2016.
- PIO, E. D. **Regionalização do hidrograma unitário sintético e dos coeficientes do hidrograma unitário sintético de Snyder para pequenas bacias rurais do Estado de São Paulo**. 109p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP. 1999. Dispon. em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000417023>> Acesso em: 29 jun. 2017.
- REDA, A. L. de L. **Regionalização do hidrograma unitário para bacias rurais do Estado de São Paulo**. 269 p.; xxvii p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo. 1985.
- SILVEIRA, A. L. L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica**. In: "Hidrologia: ciência e aplicação", org. Carlos Eduardo Morelli Tucci, 1993. Porto Alegre: Ed. da Universidade: ABRH - EDUSP.
- SILVEIRA, A. L. L. **Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais**. Rev. Brasileira de Recursos Hídricos-RBRH. Porto Alegre, v.10, n.1, p.5-23, jan./mar. 2005. Dispon. em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/9065c5e8a3333d5348b9babd06aaa510_7aad3403a5602667b67dfbb7c3cbd16a.pdf> Acesso em: 3 abr. 2016.
- TOMAZ, P. **Método de Snyder**. 2014. Dispon. em: <http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/Novos_livros/livro_metodo_calculos_vazao/capitulo114.pdf> Acesso em: 7 mar. 2016.
- VILLELA, S. M.; MATTOS. A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 1975.

MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS UTILIZANDO O HEC-RAS. ESTUDO DE CASO NO RIO IPANEMA

Data de aceite: 01/07/2020

Data de Submissão: 17/04/2020

Ariel Ali Bento Magalhães

Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
São Paulo – SP
<http://lattes.cnpq.br/2433432122816302>

José Rodolfo Scarati Martins

Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
São Paulo – SP
<http://lattes.cnpq.br/6187823438322403>

RESUMO: À medida que a conscientização sobre a escassez de água doce cresce, a modelagem da qualidade da água se faz cada vez mais necessária. O uso de modelos com que envolvem múltiplos níveis de interações entre as variáveis para simulação da qualidade da água deve ser ponderado com cautela, e os resultados podem não ser tão confiáveis como eles pretendem ser. Considerando a robustez conceitual, o alto grau de eficiência, além da experiência consolidada na comunidade técnica da utilização do sistema HEC-RAS, este modelo tem sido frequentemente escolhido

para modelagem de qualidade da água também. Este trabalho visa estudar a modelagem de temperatura juntamente com constituintes do grupo nutrientes (OD, DBO, Nitrogênio, etc.) e sua performance utilizando o HEC-RAS, para a análise da qualidade da água em rios. Estudos realizados no Rio Ipanema demonstram os bons resultados obtidos com a modelagem de qualidade da água utilizando o HEC-RAS.

PALAVRAS-CHAVE: hec-ras; modelagem; ambiental, qualidade da água

WATER QUALITY MODELING IN RIVERS USING HEC-RAS. CASE STUDY IN IPANEMA RIVER

ABSTRACT: As the scarcity of fresh water grows, the modeling of water quality becomes increasingly necessary. The use of models that involve multiple levels of interactions between variables to simulate water quality should be carefully considered, and the results may not be as reliable as they are intended to be. Considering the conceptual robustness, the high degree of efficiency, in addition to the consolidated experience in the technical community of HEC-RAS system, this model has often been chosen for modeling water quality as well. This work aims to study the modeling

of temperature along with nutrients group (DO, BOD, Nitrogen, etc.) and their performance using HEC-RAS, for the analysis of water quality in rivers. Studies carried out on the Ipanema River demonstrate the good results obtained with water quality modeling using HEC-RAS.

KEYWORDS: hec-ras, environmental modeling, water quality

1 | INTRODUÇÃO

Os modelos de qualidade da água são ferramentas eficazes para simular e prever o transporte de poluentes em ambientes aquáticos, contribuindo para uma melhor compreensão dos fenômenos envolvidos, rapidez e baixos custos. Além disso, merecem destaque especial por possibilitarem a geração de cenários futuros. Diferentes atividades humanas básicas como a agricultura, a construção civil e a indústria são fontes de poluição para o meio aquático. As cidades e as atividades relacionadas aos serviços também são fontes poluidoras com maior ou menor intensidade, gerando efluentes com impactos significativos. Estes potenciais danos podem ser avaliados através de simulações com o uso de modelos matemáticos antes que esses projetos sejam implementados (WANG; LI; JIA; QI *et al.*, 2013).

Ao longo dos anos, vários modelos de qualidade da água foram desenvolvidos para avaliar processos em corpos d'água (rios, lagos, reservatórios, estuários, etc.). O pioneiro é o modelo de Streeter-Phelps criado em 1925 para estudar o balanço de oxigênio dissolvido após o lançamento de descargas poluentes nos corpos d'água. Os modelos mais simples incluem variáveis básicas de qualidade da água (como oxigênio dissolvido - OD - e demanda bioquímica de oxigênio - DBO), enquanto outros mais sofisticados modelam relações mais complexas como os diferentes níveis de eutrofização e toxicidade.

Lindenschmidt, 2006 sugeriu que modelos complexos não são necessariamente os modelos mais úteis. Isso se deve à alta exigência de dados de monitoramento para a estimativa, calibração e verificação dos coeficientes intervenientes nos processos representados no modelo. Além disso, alguns modelos complexos podem requerer vários parâmetros que nunca foram previamente medidos ou relatados. Por estas razões, o uso de modelos com que envolvem múltiplos níveis de interações entre as variáveis para simulação da qualidade da água deve ser ponderado com cautela, e os resultados podem não ser tão confiáveis como eles pretendem ser.

Dadas estas circunstâncias, a utilização de modelos simplificados de qualidade da água tornou-se uma opção preferível, e vários exemplos de sucesso foram relatados na literatura (DROLC; KONCAN, 1996; MAHAMAH 1998). No entanto, sua aplicabilidade tem certas limitações, como por exemplo, não considerarem a hidrodinâmica complexa de estuários com efeitos de maré efeitos da turbulência sobre a cinética dos constituintes.

Por fim, é extremamente necessário que os gestores de recursos hídricos compreendam melhor o alcance e a precisão do modelo assim como seus métodos de

cálculo e calibração para que consigam aplicar e verificar os resultados de forma realista.

A proposta inicial do Modelo HEC-RAS era de apenas modelagem hidrodinâmica (em regimes permanentes, transientes, etc.), porém em suas versões atuais foi disponibilizado o Módulo de Modelagem de Qualidade da água. Considerando a robustez conceitual, o alto grau de eficiência, além da experiência consolidada na comunidade técnica da utilização do sistema HEC-RAS, este modelo tem sido frequentemente escolhido para modelagem de qualidade da água também (USACE, 2014).

Este artigo tem por finalidade expor e avaliar a potencialidade do Módulo de Qualidade modelo HEC-RAS na modelagem de situações frequentes para análise de cenários de qualidade das águas. No final, será apresentada uma aplicação do módulo de qualidade no rio Ipanema, localizado no Estado de São Paulo.

2 | O MODELO HEC-RAS

O software HEC-RAS foi desenvolvido no Centro de Engenharia Hidrológica (HEC) do Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA. É um software relativamente simples e que traz toda a bagagem de simulação hidrodinâmica dos conceituados modelos HEC, além da modelagem de transporte de sedimentos e da qualidade da água. O módulo de qualidade permite que o usuário realize simulações em regime permanente e variado no tempo, para tarefas como a avaliação de impactos decorrentes de descarga de efluentes, licenciamento ambiental e análises de sensibilidade.

O modelo organiza os constituintes e suas fontes e sorvedouros em três grandes grupos. A **modelagem de temperatura** calcula o fluxo advectivo e dispersivo e permite incluir fontes e sorvedouros de energia que afetam a temperatura da água. A **modelagem de nutrientes** simula Algas, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea (CDBO), Ortofosfato, Fósforo Orgânico, Amônia, Nitrito, Nitrato e Nitrogênio Orgânico Dissolvido. Os **constituintes arbitrários** são tratados de forma isolada e podem ser conservativos e não-conservativos, conforme a configuração escolhida pelo usuário. Estes são independentes da temperatura da água e dos nutrientes.

A equação que governa os processos é derivada do princípio da conservação da massa e da Lei de Fick, a Equação de Dispersão-Advecção (Equação 1). O parâmetro de dispersão utilizada pelo HEC-RAS é derivado da equação dada por Fischer (1967).

$$\frac{\partial (V\phi)}{\partial t} = - \frac{\partial (Q\phi)}{\partial x} \Delta x + \frac{\partial}{\partial x} \left(\Gamma A \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) \Delta x \pm S \quad (1)$$

Nesta equação V é o volume da célula de qualidade da água (m^3); ϕ é a temperatura da água ($^{\circ}C$) ou concentração ($kg.m^{-3}$); Q é a vazão ($m^3.s^{-1}$); Γ é um coeficiente de dispersão definido pelo usuário ($m^2.s^{-1}$); A representa a área transversal (m^2) e S representa o papel

das fontes e sorvedouros ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) atuando como forçante do sistema.

As reações envolvendo nutrientes, matéria orgânica, temperatura assim como outros processos biológicos incluem coeficientes para as reações físicas e químicas entre nitrogênio, fósforo, OD e CBDO, assim como para representarem os processos vitais da biomassa vegetal interveniente. Essas constantes controlam as taxas de crescimento ou decaimento dos termos fonte/sorvedouro (S) na equação de dispersão de advecção (Equação 1) e devem ser adotados ou calibrados para que o modelo apresente resultados corretos. As interações que acontecem entre os nutrientes e os respectivos coeficientes estão resumidas na Figura 1.

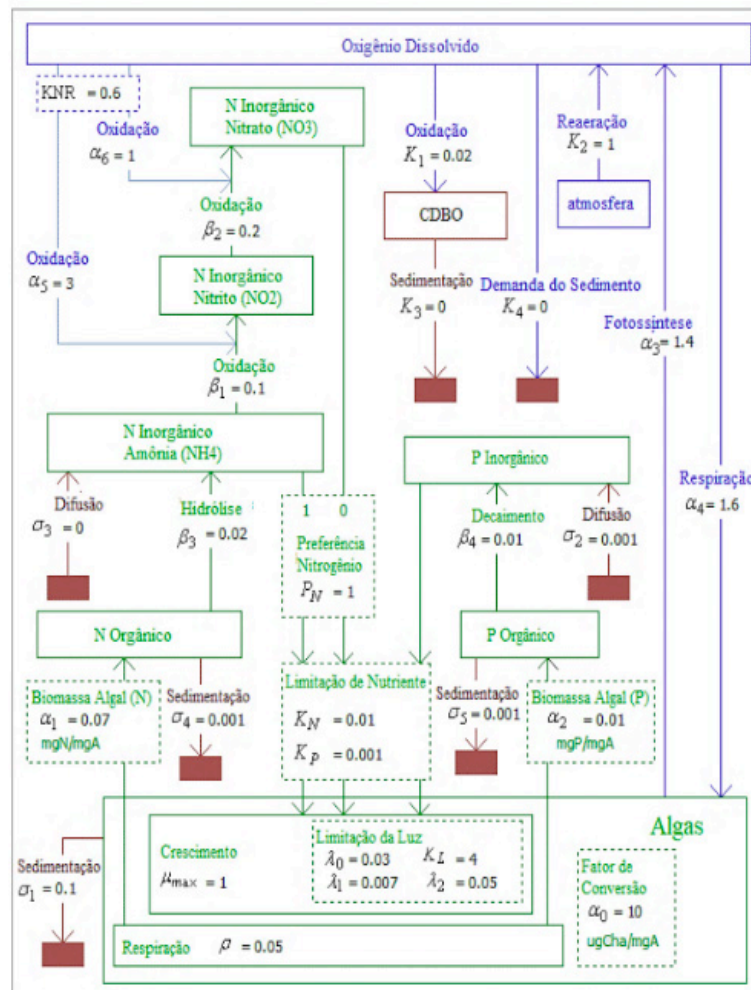


Figura 1 - Interação entre os nutrientes no HEC - RAS

Com relação às algas, o modelo suporta apenas algas fitoplanctônicas que flutuam livremente e consomem nutrientes da coluna de água. O crescimento e a respiração das algas afeta a concentração das mesmas, as concentrações de nutrientes e do oxigênio dissolvido, além da quantidade de biomassa envolvida. Durante o dia, a fotossíntese de algas produz; oxigênio dissolvido e durante a noite a respiração utiliza oxigênio. As algas utilizam fósforo e nitrogênio em suas formas inorgânicas dissolvidas (NH_4 , NO_3 e PO_4) e também são fontes das formas orgânicas de nitrogênio e fósforo.

Nas águas aeróbias naturais há uma constante transformação de nitrogênio orgânico (OrgN) em íons amoniacais (NH_4^+) que em seguida oxidam para as formas nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3). Embora a amônia (gás NH_3) e o cátion amônio (NH_4^+) possam estar presentes em águas superficiais, o pH no qual a transformação de amônia em íon amônio ocorre é superior a 9, portanto maior do que o encontrado na maioria dos rios (HEM, 1985), o que pode inibir a nitrificação.

O monitoramento das quantidades de nitrato e nitrito em rios são comuns em grande parte porque concentrações elevadas destes constituintes são motivo de preocupação para a saúde humana e animal. O nitrito (NO_2) raramente é abundante nos rios devido à rapidez da sua oxidação (MEYBECK, 1982); (HEM, 1985). O nitrato (NO_3) é mais estável e comumente encontrado em águas naturais.

Com relação ao fósforo, em ambiente natural, os compostos inorgânicos são originados a partir da dissolução de rochas e minerais com baixa solubilidade assim como da erosão do solo em áreas agrícolas. Os dejetos metabólicos animais são outra fonte de fósforo (BROWN; BARNWELL, 1987). Embora o fósforo adentre aos rios principalmente como matéria particulada, a forma orgânica particulada não está incluída nesta versão do modelo de qualidade da água.

Para modelar a temperatura da água, o modelo utiliza diversos dados meteorológicos representativos das trocas energéticas com a atmosfera, incluindo pressão atmosférica, temperatura do ar, umidade (pressão de vapor, umidade relativa, bulbo úmido ou ponto de orvalho), radiação solar, velocidade do vento e nebulosidade.

Para representar a radiação solar é necessário introduzir uma série temporal de potência específica (w/m^2) no entanto, se as observações não estiverem disponíveis, uma série temporal de radiação solar pode ser calculada com base na latitude do local, no dia do ano e na hora do dia. A pressão atmosférica também é uma entrada necessária para o modelo de temperatura da água. Se uma série temporal não puder ser obtida, ela pode ser estimada a partir da altitude do local.

Vários dos coeficientes cinéticos ligados às reações de qualidade da água são fortemente influenciados pela temperatura. Os fatores cinéticos são especificados para a temperatura de referência de 20°C e corrigidos para a temperatura da água local. A relação entre a velocidade de reação e a temperatura é ajustada à lei de Arrhenius (USEPA, 1985) (Equação 2).

$$K_T = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

Na qual K_T é o coeficiente de decaimento na temperatura T ; K_{20} é o coeficiente de decaimento a 20°C ; θ a constante e de correção de temperatura (variável com o processo,

sendo 1,024 para reações físicas e 1,047 para reações químicas, com algumas exceções).

2.1 Processos para a biomassa vegetal

A clorofila-a (Chl-a) é um indicador de qualidade da água comumente monitorado e, no entanto, não é uma variável modelada no HEC-RAS. As concentrações de clorofila-a são representativas da biomassa bruta (A) de fitoplâncton, mantendo uma relação linear dada pela Equação 3.

$$\text{CHL} = \alpha_0 \times A \quad (3)$$

Nesta equação CHL é a concentração de clorofila-a ($\mu\text{gChl-a.L}^{-1}$) e α_0 representa a razão de clorofila-a por biomassa de algas ($\mu\text{gChl-a.mgA}^{-1}$).

O crescimento das algas é simulado diretamente por uma equação vinculada ao consumo de nutrientes e à incidência da radiação solar. Para a redução da biomassa vegetal, dois processos são simulados, a respiração e sedimentação. A taxa de respiração de algas combina o processo de respiração endógena de algas e a conversão de algas em fósforo orgânico e em nitrogênio orgânico.

2.2 Processos envolvendo o Nitrogênio e suas frações

A única fonte interna de nitrogênio orgânico (OrgN) no modelo é a respiração algal. Os sorvedouros orgânicos de nitrogênio incluem a sedimentação no fundo e a hidrólise para formar o nitrogênio amoniacal (NH_4). Fontes internas de amônio incluem hidrólise de nitrogênio orgânico e absorção (difusão) na camada bentônica. Os sorvedouros internos incluem a oxidação de amônia para formar nitrito (NO_2) e absorção de algas.

A fonte interna de nitrito é a oxidação da amônia (NH_4) e o único sumidouro modelado é a oxidação do nitrito em nitrato (NO_3). Por fim, a única fonte interna de nitrato é a oxidação do nitrito. O único sumidouro modelado é a absorção pelas algas.

2.3 Processos para o Fósforo

A única fonte interna de fósforo orgânico (OrgP) é a respiração algal. Sorvedouros internos são a oxidação de fósforo orgânico para formar ortofosfato (PO_4), e sedimentação. Existem duas fontes internas de ortofosfato dissolvido, o decaimento do fósforo orgânico e a difusão na camada bentônica, e o único sumidouro interno de ortofosfato é a absorção de algas.

2.4 Processos para a matéria orgânica (CDBO)

O decaimento da matéria orgânica por oxidação é descrito por uma reação de primeira ordem, utilizando como representante a Demanda Bioquímica de Oxigênio

Carbonácea (CDBO). O ciclo completo do carbono não é modelado pelo HEC. Outro fator de decaimento considerado no modelo é a decantação (sedimentação).

2.5 Processos para o oxigênio dissolvido

As fontes de oxigênio dissolvido são provenientes da reaeração atmosférica e da produção das algas. De um modo geral, as concentrações de OD são menores que a saturação mas, considerando a fotossíntese, concentrações de OD excedendo a saturação podem ser obtidas, indicando excesso de algas. As perdas de OD incluem a respiração das algas, o consumo na oxidação da DBO, a demanda de oxigênio nos sedimentos, e a oxidação de amônia e do nitrito.

Neste modelo, a reaeração é simulada como um processo de gradiente de fluxo dado pelo produto de uma taxa de reaeração (K_2) e a diferença entre a concentração instantânea e a saturada de oxigênio dissolvido.

2.6 Processos de transporte de calor

Para o transporte de calor, o termo fonte / sumidouro é demonstrado na Equação 4, sendo o fluxo de calor líquido (q_{net}) calculado pela soma dos componentes individuais de cada processo (Equação 5).

$$\text{Calor}_{\text{Fonte/Sumidouro}} = \frac{q_{net} \times A_s}{\rho_w \times C_{pw} \times V} \quad (4)$$

Na qual q_{net} é o fluxo de calor líquido na interface ar-água ($W.m^{-2}$); ρ_w é a densidade da água ($kg.m^{-3}$); C_{pw} é o calor específico da água ($J.kg^{-1}.C^{-1}$); A_s é a área de superfície da célula de qualidade da água (m^2) e V é o volume da célula de qualidade da água (m^3).

$$q_{net} = q_{sw} + q_{atm} - q_b + q_h - q_l \quad (5)$$

Nesta equação q_{sw} é a radiação solar ($W.m^{-2}$); q_{atm} é a radiação de ondas longas (incidência) ($W.m^{-2}$); q_b é a radiação de ondas longas (refração) ($W.m^{-2}$); q_h é o calor sensível ($W.m^{-2}$) e finalmente q_l é o calor latente ($W.m^{-2}$).

3 | APLICAÇÃO DO MÓDULO DE SIMULAÇÃO DE NUTRIENTES

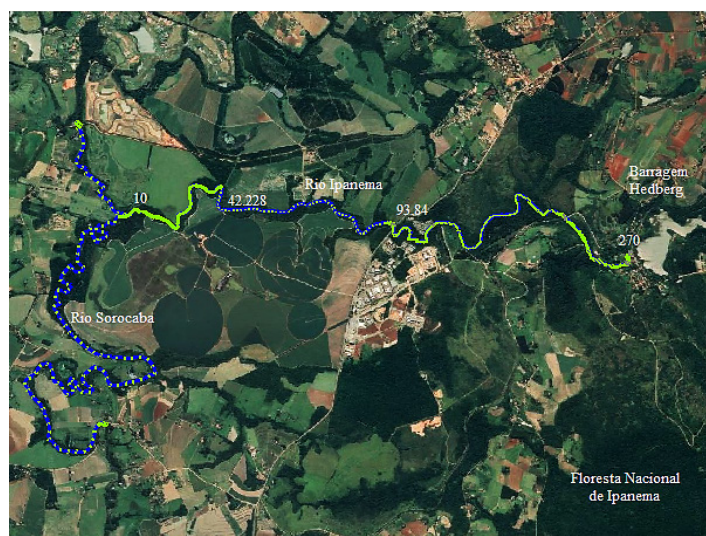


Figura 2 - Rio Ipanema no HEC-RAS

A Bacia Hidrográfica do rio Ipanema (Figura 02) possui parte de sua área inserida no Centro Experimental de Aramar, que por sua vez está localizado no município de Iperó. O rio Ipanema pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) de nº 10, segundo a Lei Estadual 7.663 de 30/12/91. A bacia localiza-se no centro-sudeste do Estado de São Paulo, sendo constituída pela bacia do rio Sorocaba e de outros tributários do rio Tietê (HÍDRICOS; SIGRH; 2019). A modelagem realizada no HEC-RAS foi feita no trecho à jusante da Barragem de Hedberg localizada dentro da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA).

Neste trabalho, foram utilizados os dados de simulação de 8 (oito) meses de estudos, com dados de 01 de Maio de 1999 a 31 de dezembro de 1999. Nesta modelagem não foram inseridos dados para o fitoplâncton e foram escolhidos apenas algumas componentes da qualidade para demonstrar os resultados de nutrientes, expostos na Figura 3 – a, b, c e d, além da modelagem de temperatura representada na Figura 4.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

As duas seções analisadas são as que contém mais dados de calibração, para melhor interpretação. O trecho 1 é o trecho mais a montante e o trecho 2 é o trecho mais a jusante.

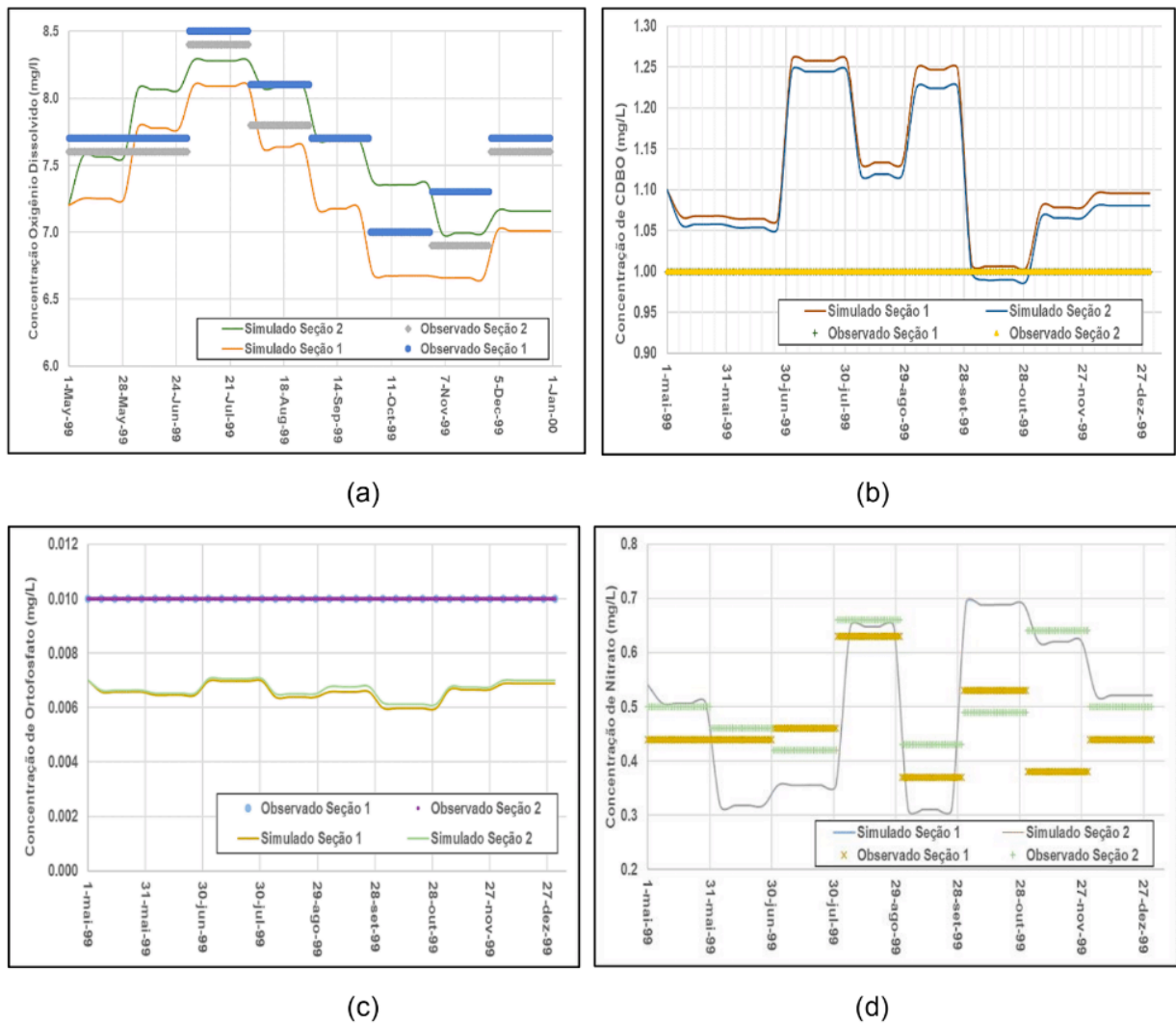


Figura 3 - Concentração ao longo do período de simulação para (a) OD; (b) DBO; (c) Ortofosfato; (d) Nitrato

Observa-se na Figura 3 que, na maior parte do período simulado, o modelo subestimou as concentrações para oxigênio, ortofosfato e nitrato e superestimou para CDBO quando comparados com os valores observados. Há uma possível explicação para isso: não houve simulação de algas. Estas, estão intimamente ligadas com o processo de produção e consumo de OD e de consumo e produção de nitrogênio e suas frações. Observa-se na Figura 2 que o trecho estudado é a jusante de um reservatório, o que explicaria a presença de algas no rio Ipanema.

Os altos valores de concentração de OD observados, mesmo em períodos de inverno em que as temperaturas são mais baixas (por consequência maior concentração de saturação de O₂) e o fato de ser em área preservada (FLONA) podem indicar presença uma mínima concentração de algas que não deveria ser desprezada. Com o oxigênio subestimado, não há tanta oxidação da CDBO como esperado.

Em tempo, na Figura 3-b e 3-c os valores observados de CDBO e Ortofosfato são iguais nas duas seções (1 mg/L e 0,01 mg/L respectivamente). Outro detalhe importante, na Figura 3-c e 3-d, as concentrações simuladas de Ortofosfato e Nitrato nas duas seções

apresentam diferenças insignificantes, mesmo com a distância de alguns quilômetros entre elas, indicando dados inconsistentes de alimentação e coeficientes não propriamente ajustados.

Observa-se na Figura 4 que o modelo estimou bem a temperatura, principalmente nos períodos de Maio a Julho e de Outubro a Dezembro e melhor ainda no Trecho 2. Esse fato pode ter ocorrido devido à radiação solar ter sido estimada pela latitude e longitude e não mensurada em estação meteorológica. Os parâmetros escolhidos também para a função do vento são muito genéricos e padronizados (adotou-se a, b e c todos iguais a 1), resultando em valores altos de velocidade do vento em uma das estações e valores baixos na outra estação. A combinação desses dois fatores pode ter resultado em inconsistências e baixa aderência do modelo nesse período seco (agosto e setembro).

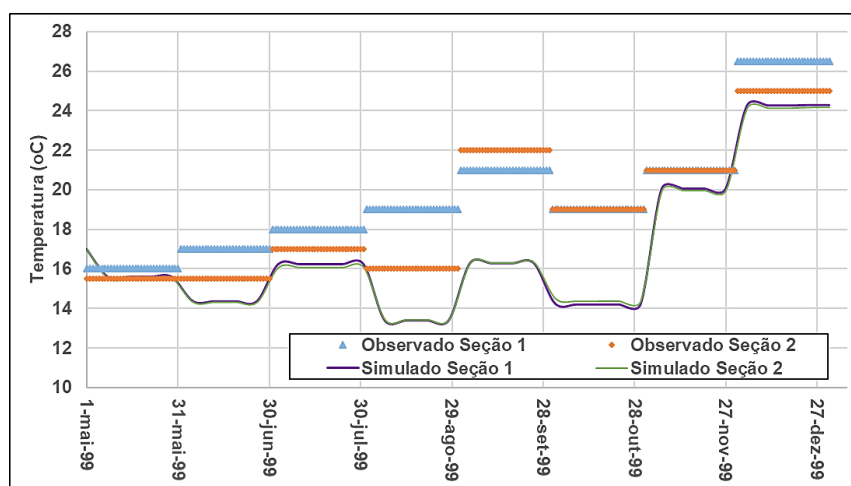


Figura 4 – Modelagem de Temperatura (°C) e dados observados ao longo do período de simulação

5 | CONCLUSÕES

Sob o ponto de vista de praticidade e facilidade de aplicação, é rápido inferir que o Modelo HEC exige uma grande quantidade de dados e parâmetros em seu módulo de simulação de nutrientes. Estes dados compreendem concentrações e coeficientes representativos dos processos envolvidos. Este fato exige do potencial usuário um grau de conhecimento relativamente avançado dos processos envolvidos e da forma de representação numérica empregada pelo modelo. Também é imperativa a realização de uma rodada de calibração dos coeficientes de forma a garantir a significância dos resultados.

Quando calibrado, o modelo permite a simulação de cenários futuros, como mudanças climáticas, novas descargas de efluentes, verificação da eficiência de processos de tratamento e demais atividades fundamentais no desenvolvimento de projetos de aproveitamento de recursos hídricos, fundamentação de outorgas e licenciamento de empreendimentos que. Saber modelar corretamente ajuda a melhorar o planejamento, o

controle e a fiscalização dos recursos naturais.

Os resultados apresentados no estudo de caso indicam que há uma necessidade de coleta dados de alimentação e calibração melhores, pois, apesar do Módulo de Nutrientes do HEC-RAS ter grande detalhamento, o mesmo apresenta resultados consistentes, fáceis de interpretar e condizentes com a literatura da área.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 88887.123933/2015-00 – Edital CAPES/ANA – Projeto MOMA. Os autores agradecem o apoio do Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da USP na obtenção de dados de campo.

REFERÊNCIAS

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. USEPA. Athens. 1987.

DROLC, A.; KONCAN, J. Z. Water quality modeling of the river SAVA, Slovenia. **Water Research**, 30, n. 11, p. 6, 1996.

HEM, J. D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. 3rd ed. United States Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 1985.

LINDENSCHMIDT, K.-E. The effect of complexity on parameter sensitivity and modeluncertainty in river water quality modelling. **Ecological Modelling**, 190, p. 15, 2006.

MAHAMAH, D. S. Simplifying assumptions in water quality modeling. **Ecological Modeling** 109, n. 3, p. 5, 1998.

MEYBECK, M. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transport by World Rivers. **American Journal of Science**, 282, p. 49, 1982.

SIGRH, S. I. D. G. D. R. H. **Comitê da Bacia Hidrográfica – Sorocaba e Médio Tietê**. 2019. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>. Acesso em: 05 de abril.

USACE. **HEC-RAS: River Analysis System**. Versão 4.1. Davis, CA: USACE, 2014.

USEPA. **Rates, Constants, and Kinetics in Surface Water Quality Modeling**. United States Environmental Protection Agency. Athens GA. 1985.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C. *et al.* A Review of Surface Water Quality Models. **The Scientific World Journal**, 2013, p. 7, 2013.

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO SÃO MIGUEL, BARÃO DE COCAIS - MG

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 23/04/2020

Vivian Aparecida de Oliveira

Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG

João Monlevade-MG

<http://lattes.cnpq.br/8595259194707816>

Alicy Madeira de Souza

Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG

João Monlevade-MG

<http://lattes.cnpq.br/0604881575161293>

Jeane de Fátima Cunha Brandão

Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG

João Monlevade-MG

<http://lattes.cnpq.br/7894007624198861>

RESUMO: A microbacia hidrográfica do Córrego São Miguel possui cerca de 1.520 hectares e ocupa parte da zona rural e urbana da cidade de Barão de Cocais, no Estado de Minas Gerais. Seu curso d'água é utilizado pela população para captação de água, recreação de contato primário, além de ser um corpo receptor de esgotamento sanitário. Dessa forma, o objetivo do trabalho foi avaliar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água de trechos do córrego São Miguel, a partir de campanhas de amostragem em três pontos distintos

(Ponto 1, 2 e 3), realizadas nos meses de agosto, setembro e novembro do ano de 2018. Foram analisados nove parâmetros: Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, coliformes termotolerantes, pH, sólidos totais, temperatura, nitrogênio total, turbidez e fósforo total. Os resultados obtidos foram analisados com base na Resolução do CONAMA nº 357/2005 e na Portaria de Consolidação nº 5/2017. Para cada ponto, também foram calculados o Índice de Qualidade das Águas. Vários parâmetros ficaram fora dos padrões legais como os coliformes termotolerantes e fósforo total nos pontos 1, 2 e 3, turbidez nos Pontos 2 e 3 e DBO e OD no Ponto 3. Os resultados mostram que a classificação do IQA variou entre bom e ruim, dependendo do ponto e do mês de coleta. Desta forma, este estudo destaca a necessidade de medidas interventivas para controle e adequação dos parâmetros que se encontram em desacordo com as normativas legais, buscando a preservação e bem-estar da população que utiliza a água da microbacia.

PALAVRAS-CHAVE: Microbacia. Parâmetros. Índice de Qualidade das Águas.

ABSTRACT: The drainage basin of the São Miguel stream covers around 1.520 hectares and occupies the rural and urban area of the city of Barão de Cocais, in the Brazilian state of Minas Gerais. Its watercourse is used by the population for water collection and primary contact recreation, in addition to receiving sanitary sewage. Therefore, the objective of the work was to evaluate the physical-chemical and microbiological parameters of the water from stretches of the São Miguel stream, based on sampling of three different points (Points 1, 2 and 3), carried out in August, September and November of the year 2018. Where analyzed nine parameters: Dissolved Oxygen (DO), Biochemical Oxygen Demand (BOD), thermotolerant coliforms, pH, total solids, temperature, total nitrogen, turbidity and total phosphorus. The results obtained were analyzed based on the CONAMA Resolution No. 357/2005 and Consolidation Ordinance No. 5/2017. For each point the Water Quality Index (WQI) was also calculated. Several parameters were out of legal standards, such as thermotolerant coliforms and total phosphorus at points 1, 2 and 3; turbidity at Points 2 and 3; and BOD and DO at Point 3. The results show that the WQI classification varied between good and bad, depending on the point and month of sample collection. Thus, this study highlights the need for interventional measures to control and adjust the parameters that are in disagreement with legal regulations, striving for the preservation and well-being of the population that uses the water from the drainage basin.

KEYWORDS: Drainage basin. Parameters. Water Quality Index.

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável para a vida de todos os seres vivos, sendo fundamental em todos os processos existentes na sociedade, sejam eles industriais, comerciais, domésticos, públicos ou agrícolas. Durante décadas, esse recurso foi considerado um bem de domínio público e de quantidade infinita, sempre à disposição do homem.

Com o crescimento populacional, as áreas urbanas ampliaram-se desordenadamente, contribuindo com o aumento da geração de efluentes domésticos e/ou industriais. Como consequência desse processo, a qualidade dos recursos hídricos vem se deteriorando crescentemente. Lima (2001) considera que a qualidade da água não diz respeito apenas às características físicas e químicas, mas deve levar em consideração o funcionamento adequado de todo o ecossistema.

Grande parte da população mundial está submetida ao “estresse hídrico” que ocorre quando a quantidade de água utilizada supera a sua capacidade de reposição natural. As alterações no ciclo hidrológico, ocasionadas pelo processo de mudança climática global, têm agravado o problema.

A Organização das Nações Unidas previu que até 2030 a população global necessitará de 40% a mais de água (ONU, 2014). Entretanto, a disponibilidade e a qualidade da água não acompanham tal necessidade, pois a água de qualidade inferior não pode ser utilizada livremente para o consumo, produção ou para o lazer. Dessa forma, os conflitos pelo uso da água recorrentes.

Dentre as alternativas para garantir a distribuição e destinação da água, as ações de saneamento podem ser consideradas eficazes, uma vez que possuem a capacidade de aumentar a qualidade e quantidade hídrica disponível para consumo através de tratamento e fornecimento dentro dos padrões de potabilidade e sanitariamente segura. Atualmente, a maioria dos municípios brasileiros sofre com a má qualidade do saneamento, ou mesmo com a sua ausência, o que se resulta em danos ambientais e à saúde da população.

A microbacia do Córrego São Miguel é muito importante para o município de Barão de Cocais, MG. Pois, seu curso d'água é utilizado pela população para captação de água, recreação de contato primário, além de ser um corpo receptor de esgotamento sanitário do município.

Dessa forma, esse estudo teve como objetivo geral avaliar a qualidade das águas superficiais de um trecho da microbacia hidrográfica do Córrego São Miguel. Para tanto, inicialmente, buscou-se realizar um levantamento de dados sobre o córrego, visando delimitar os pontos de coleta das amostras de água. Posteriormente, foi possível conhecer as características físicas, químicas e microbiológicas da água, comparar os resultados obtidos nas análises com as legislações vigentes e conhecer o Índice de Qualidade das Águas (IQA).

2 | METODOLOGIA

2.1 Área estudada

A microbacia do Córrego São Miguel ocupa uma área de aproximadamente 1.520 hectares e a extensão média do curso d'água é de 9,5 quilômetros. Sua área ocupa parte da zona urbana e rural do município de Barão de Cocais, MG (Figura 1). Pertencente à bacia do rio Piracicaba, a microbacia do Córrego São Miguel é o segundo maior corpo receptor de esgotamento sanitário da cidade de Barão de Cocais, MG e encontra sua foz no Rio São João.

Dentro da microbacia do Córrego São Miguel encontra-se alguns bairros do município, como o Boa Esperança, Leão XIII, São João Batista, São Miguel, Braz Molina, Irmãos Aleme e Lagoa. Parte da área destes bairros representa uma porcentagem significativa da área de estudo desse trabalho.

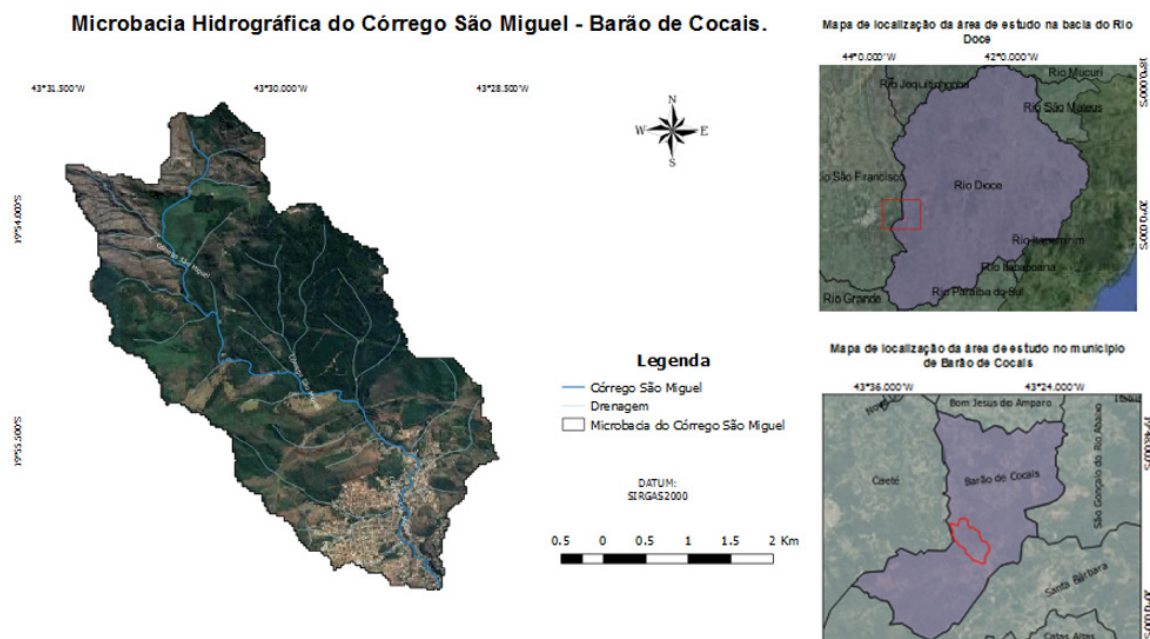


Figura 1- Microbacia hidrográfica do Córrego São Miguel (IGAM, 2012).

2.2 Descrição dos pontos para coleta das amostras de água

Foram realizadas visitas à área de estudo, sendo demarcados três pontos para a coleta da água (Tabela 1):

Descrição	Localização	Latitude	Longitude
Ponto 1	Zona Rural	19°55'2.38"S	43°30'5.14"O
Ponto 2	Zona Urbana	19°55'16.58"S	43°29'27.56"O
Ponto 3	Zona Urbana	19°56'29.48"S	43°28'54.83"O

Tabela 1 - Localização dos pontos de amostragem para a coleta da água.

Fonte: Autores (2018).

O Ponto 1 localiza-se à montante do Córrego São Miguel, na Cachoeira do Lajeado, também conhecida como Cachoeira Cambota de Cima (Figura 2). Essa área pertence à zona rural, estando às margens da MG-129, na estrada que liga a cidade de Barão de Cocais, MG a Caeté. A Cachoeira do Lajeado está a quatro quilômetros do bairro Boa Esperança. Possui área preservada e é utilizada para recreação humana. Nesse trecho, a água foi enquadrada na Classe Especial, de acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos (PIRH, 2008).

O Ponto 2, conhecido como “Banca do Rego”, localiza-se no bairro Boa Esperança, que pertence a zona urbana do município de Barão de Cocais e encontra-se a cerca de quatro quilômetros do Ponto 1 (Figura 2). No trecho do córrego entre os pontos 1 e 2, foram construídos dutos por uma antiga siderurgia do município, que inicialmente tinham

a função de levar água para utilização em processos da empresa. Atualmente, no ponto 2, existem várias tubulações de água que é utilizada pela população dos bairros Boa Esperança, São Miguel, São João Batista e Leão XIII. Parte desses moradores utiliza essa água para consumo humano, sem nenhum tipo de tratamento prévio. Outras famílias utilizam a água somente para lavar roupas e limpeza doméstica. Nesse trecho, a água foi enquadrada na Classe 1 (PIRH, 2008).

O Ponto 3 localiza-se à Jusante do Córrego São Miguel, próximo a confluência com o Rio São João e suas águas, nesse trecho, estão enquadradas na Classe 1 (PIRH, 2008). Pertence à zona urbana e está a aproximadamente três quilômetros de distância do Ponto 2, às margens da Avenida Getúlio Vargas (Figura 2). O Córrego São Miguel recebe toda a carga de efluentes dos bairros Boa Esperança, São Miguel, São João Batista, Brás Molina, Leão XII e parte do bairro da Lagoa. O mau cheiro incomoda os moradores e comerciantes que tem seus estabelecimentos próximos ao rio.

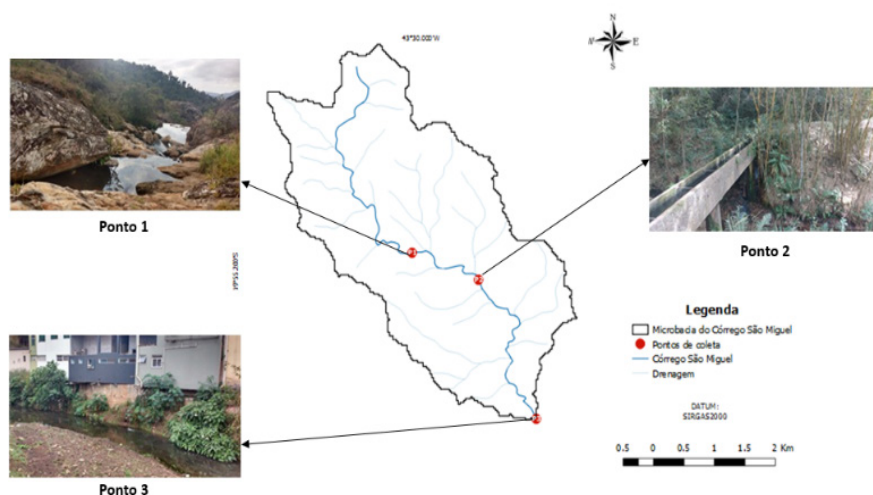


Figura 2- Microbacia Hidrográfica do Córrego São Miguel com demarcação dos pontos de coleta.

Fonte: IGAM (2012), adaptado pelos autores.

2.3 Coleta e Análise de dados

As amostras de água superficial foram coletadas e analisadas por dois laboratórios certificados pela norma ISO/IEC 17.025 de 2005, ambos localizados no município de João Monlevade, MG. Em cada ponto, foram realizadas três coletas de água, nos meses de agosto, setembro e novembro do ano de 2018, compreendendo dois períodos secos e um chuvoso.

Após a coleta das amostras de água, realizaram-se as análises de nove parâmetros, sendo: OD - Oxigênio Dissolvido, DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio, pH – potencial Hidrogeniônico, sólidos totais, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, coliformes termotolerantes e turbidez. Por meio desses parâmetros foi possível conhecer as características físicas, químicas e microbiológicas da água e realizar o cálculo do IQA.

A Agência Nacional de Águas– ANA (BRASIL, 2018) propõe como método de cálculo do IQA a aplicação dos resultados dos nove parâmetros em uma equação matemática (Equação 1).

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1. O somatório dos pesos é igual a 1 (Equação 2):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Sendo n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Os valores do IQA obtidos foram comparados com a classificação proposta pela ANA (BRASIL, 2018), a fim de determinar a qualidade da água do Córrego São Miguel, nos pontos estudados.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) é o principal indicador qualitativo usado no país (BRASIL, 2018). Foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta, visando seu uso para o abastecimento público, após o tratamento. Dentre os nove parâmetros utilizados para avaliar a qualidade das águas, cada parâmetro tem seu respectivo peso, conforme a Tabela 2.

PARÂMETRO DE QUALIDADE DA ÁGUA	PESO (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO5,20	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Tabela2- Parâmetros do IQA e seus respectivos pesos.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2018).

A ponderação desses nove parâmetros resulta em um índice que varia de 0 a 100, que corresponde aos níveis de qualidade (Tabela 3).

NIVEL DA QUALIDADE	FAIXA
Ótima	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Razoável	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Péssima	$0 < IQA \leq 25$

Tabela 3- Classificação da qualidade das águas segundo o IQA.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2018).

Os nove parâmetros avaliados também foram comparados com os valores permitidos pela legislação vigente (CONAMA 357/2005 e Portaria de Consolidação nº 5 de 2017, do Ministério da Saúde) que dispõem sobre os padrões de qualidade da água para contato primário (natação) e para consumo humano.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Resultados das análises e comparativo com as legislações vigentes

As tabelas 4, 5 e 6 mostram resultados das análises para cada parâmetro, nos três pontos, e os limites aceitáveis, de acordo a Resolução do CONAMA nº 357 de 2005 e/ou pelos padrões estabelecidos pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde, sendo que esta última impõe limites aceitáveis mais severos para o consumo humano (BRASIL, 2005; 2017). A comparação dos valores dos parâmetros encontrados nas análises com cada legislação dependeu da finalidade do uso em cada ponto.

No Ponto 1 (Cachoeira do Lajeado), foi possível constatar parâmetros fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, como o fósforo total, que nos meses de setembro e novembro apresentaram valores ligeiramente superiores e os coliformes termotolerantes, que em todos os meses extrapolou demasiadamente os limites estabelecidos. Os demais parâmetros mantiveram-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação (Tabela 4).

Parâmetros	Unidades	RESULTADOS			LA
		Agosto	Setembro	Novembro	CONAMA
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	2,00	<2,00	<2,00	≤ 3,0
Oxigênio Dissolvido	mg/L	7,50	8,00	8,00	≥6,0
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	>1.600	>1.600	>1.600	200
Nitrogênio Total	mg/L	0,016	1,06	0,34	10,0
Potencial Hidrogeniônico	-	7,34	7,08	7,00	6,0 a 9,0.
Temperatura	°C	19	18,2	19,5	-
Sólidos Totais	mg/L	26	40	41	≤500
Fósforo Total	mg/L	0,020	0,03	0,03	0,025
Turbidez	UNT	1,9	1,23	30,8	≤40

Tabela 4 - Resultados das análises da água no ponto 1. LA- Limite Aceitável (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005).

Fonte: AQUA Ambiental e Ecoar Monitoramento Ambiental (2018).

O ponto 1 é uma área de recreação popular do município, que recebe alta concentração de turistas, principalmente para banho, *camping* e práticas esportivas (motocross, bicicletas e Slackline), com maior intensidade nos meses que apresentam altas temperaturas.

Além disso, nesse ponto, há presença de propriedades rurais de subsistências. Algumas delas possuem como atividade principal a criação de gado leiteiro e de corte, sendo próximas ao divisor de águas, onde se localiza a nascente do Córrego São Miguel, o que pode ter contribuído diretamente para aumento das concentrações de fósforo total e coliformes termotolerantes. Outros fatores que podem elevar os valores desses parâmetros são o lançamento de esgoto sanitário advindas das propriedades rurais e a própria geologia da bacia hidrográfica. Portanto, estudos mais aprofundados devem ser realizados, a fim de identificar as fontes de poluição.

Segundo Souza (2015), a qualidade da água de uma região pode ser determinada por vários processos. Dessa forma, neste ponto de amostragem, o elevado nível de coliformes termotolerantes, além de ter uma provável relação com atividades antrópicas realizadas diretamente na área, pode sofrer a influência do escoamento superficial, pois as camadas superficiais da área mais alta, composta por solo, matéria orgânica, dejetos de animais etc., podem ser carreados para o curso d'água pela chuva.

O escoamento superficial também pode ter influenciado a variação dos valores de sólidos totais e a turbidez nos meses estudados, especialmente a turbidez, que no mês mais chuvoso (novembro) apresentou maior valor, quando comparado aos demais meses (Tabela 4).

Os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total, pH e temperatura, no ponto 1, ficaram dentro dos limites estabelecidos pelas normas vigentes, sendo que os valores tiveram pouca variação nos meses estudados (Tabela 4). A média do pH foi em entorno de 7,14,

indicando que a água possui valores próximos do neutro, não causando riscos ao homem ou à vida aquática por não haver presença de ácidos. As temperaturas correspondem a valores das estações em que as coletas foram realizadas, ou seja, inverno e primavera, sendo que, nesses níveis, garante a reprodução e expansão populacional dos fitoplânctons (ALVES, 2010).

É importante considerar que a água do ponto 1 foi enquadrada na classe especial, sendo indicada para recreação de contato primário (PIRH, 2008). No entanto, após a pesquisa, foi verificado que essas águas foram consideradas impróprias para essa finalidade, pois os valores de coliformes termotolerantes encontrados também não atenderam aos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274/2000, que trata especificamente da balneabilidade das águas brasileiras (BRASIL, 2000).

Na Tabela 5 encontram-se os resultados das análises referentes ao Ponto 2. Os resultados foram comparados com Resolução do CONAMA nº 357 de 2005 e também com a Portaria de Consolidação nº 5/2017, por se tratar de um ponto de captação de água para consumo humano.

Parâmetro	Unidade	RESULTADOS			LA	
		Agosto	Setembro	Novembro	CONAMA	Portaria nº 5
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L-1	2,00	<2,0	<2,0	≤ 3,0	N/A
Oxigênio Dissolvido	mg.L-1	7,1	9,1	8,2	≥6,0	N/A
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	>1.600 Presente	>1.600 Presente	>1.600 Presente	200	Ausência em 100ml
Nitrogênio Total	mg.L-1	<0,008	0,96	0,2	10,0	N/A
Potencial Hidrogeniônico	-	7,08	7,05	7,50	6,0 a 9,0.	6,0 a 9,0
Temperatura	°C	18,7	18,4	20,9	-	N/A
Sólidos Totais	mg.L-1	32	40	49	≤500	N/A
Fósforo Total	mg.L-1	<0,01	<0,02	0,14	0,025	N/A
Turbidez	UNT	1,8	0,7	30,2	≤40	5

Tabela 5- Resultados das análises da água no ponto 2. LA- Lime Aceitável (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005 e Portaria de Consolidação nº 5/2017). N/A- Não se aplica.

Fonte: AQUA Ambiental e Ecoar Monitoramento Ambiental (2018).

Na região conhecida como “Banca do Rego” (Ponto 2), a água do Córrego é captada pelos moradores e utilizada para consumo humano, sem nenhum tipo de tratamento. Porém, de acordo com os resultados das análises, essa água foi considerada imprópria para essa finalidade, no período de estudo, pois os coliformes termotolerantes estavam presentes nessas amostras, em todos os meses, e a turbidez ficou acima do recomendado, no mês de novembro (Tabela 5). Dessa forma, ambos os parâmetros não atenderam a Portaria de Consolidação nº 5/2017, que estabelece os padrões de potabilidade da água para consumo humano.

Comparando-se com a Resolução do CONAMA nº 357/2005, a turbidez obteve valores abaixo do recomendado, em todos os meses. Porém, no mês mais chuvoso houve um aumento acentuado desse parâmetro, comparando-se aos demais meses.

Segundo informações obtidas em órgãos públicos, como a Secretária Municipal de Meio Ambiente e Secretaria Municipal de Obras e Saneamento de Barão de Cocais, MG, o ponto de captação presente no córrego não foi construído pela prefeitura, como também consta no PIRH (2008). A estrutura de captação foi criada no final do século XX, por uma empresa siderúrgica que atuava no município. Atualmente, a população utiliza essa água sem qualquer tratamento prévio.

O consumo de água de boa qualidade é de grande importância na prevenção de doenças de transmissão hídrica, pois cerca de 4 bilhões dos episódios anuais de diarreia em todo o mundo são devido às deficiências no esgotamento sanitário e na utilização de água de baixa qualidade. Os principais problemas de saúde pública associados à água, nos municípios brasileiros, são: doenças diarreicas, doenças transmitidas por vetores (malária, dengue, zika e outras), esquistossomose, leptospirose e intoxicação por cianotoxinas (REBOUÇAS, 1997). A contaminação pode ocorrer por ingestão ou mesmo pelo contato direto com a água.

O Fósforo Total, no mês de novembro, também encontrou-se fora dos padrões legais, o que pode estar relacionado com o carreamento de particulados pela chuva advindos do Ponto 1 e das redondezas do Ponto 2.

Apesar dos índices de contaminação das amostras do ponto de captação de água, acredita-se que, através da implantação de tubulações adequadas, bem como a submissão da água ao tratamento convencional, o consumo não apresentaria riscos à saúde da população, sendo urgente a sua implantação.

O Ponto 3, localizado na área urbana do município, recebe todo efluente de esgoto sanitário e resíduos lançados no corpo d'água dos demais pontos, tendo as áreas críticas desses lançamentos entre a extensão dos Pontos 2 e 3. Alguns parâmetros analisados neste local excederam os limites aceitáveis pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005. A DBO e o OD ficaram fora do padrão, nos meses de setembro e novembro (Tabela 6). Também excederam os limites aceitáveis, os parâmetros coliformes termotolerantes e fósforo total em todos os ensaios. O parâmetro turbidez excedeu o limite aceitável somente no mês novembro (período chuvoso). O período de chuva pode ter contribuído para carreamento de partículas do solo e dejetos de animais para o curso d'água.

Os parâmetros fora dos limites permitidos, nesse ponto, relacionam-se, em grande parte, com o esgoto sanitário dos bairros, que são lançados *in natura* no corpo d'água do Córrego São Miguel.

Parâmetro	Unidade	Resultados			
		Agosto	Setembro	Novembro	CONAMA
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg.L-1	2,33	5,6	6,8	≤ 3,0
Oxigênio Dissolvido	mg.L-1	7,3	5,9	5,1	≥6,0
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	>1600	>1600	>1600	200
Nitrogênio Total	mg.L-1	0,034	4,65	0,50	10,0
pH	-	7,34	7,32	7,01	6,0 a 9,0.
Temperatura	°C	21,9	24,2	21,5	-
Sólidos Totais	mg.L-1	80	82	101	≤500
Fósforo Total	mg.L-1	0,249	0,350	0,22	0,025
Turbidez	UNT	4,3	3,5	77,5	≤40

Tabela 6- Resultados das análises da qualidade da água referentes ao Ponto 3. LA- Limite Aceitável (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005).

Fonte: AQUA Ambiental/Ecoar Monitoramento Ambiental (2018).

3.4 Resultados do IQA

Ao realizar o cálculo do IQA para cada ponto, obtiveram-se valores que variaram de 47 a 77. Posteriormente, foi gerada a classificação (Tabela 7).

LOCALIZAÇÃO MÊS DE COLETA	Classificação PONTO 1 (Montante)	Classificação PONTO 2 (Ponto de Captação)	Classificação PONTO 3 (Jusante)
AGOSTO	BOM (70,2)	BOM (75,8)	RAZOÁVEL (54,5)
SETEMBRO	RAZOÁVEL (65,0)	BOM (77,0)	RAZOÁVEL (58,0)
NOVEMBRO	RAZOÁVEL (68,0)	RAZOÁVEL (55,0)	RUIM (47,0)

Tabela 7- Classificação da qualidade das águas do córrego São Miguel. () - Valores do IQA.

Fonte: Autores (2019).

No ponto 1 e 2 a classificação do IQA foi similar no mês de agosto e novembro, mantendo-se entre bom e razoável. A classificação boa, nos pontos 1 e 2, indica que a água estava com uma melhor qualidade, tomando-se como base ponderação de todos os parâmetros. No ponto 3, no mês de novembro, a classificação foi ruim, porque além da elevação de coliformes termotolerantes, fósforo total e turbidez, observou-se a elevação da demanda bioquímica de oxigênio e a redução do oxigênio dissolvido.

A variação do IQA entre os meses pode ser justificada pela diferença das estações do ano. No mês de agosto (inverno), o clima é mais frio e seco, o que pode ter refletido na melhoria da qualidade da água nos Pontos 1 e 2.

No mês de novembro (primavera), o clima se encontrava com temperaturas mais altas e úmido, com ocorrência de chuvas. É provável que esse fato tenha influenciado diretamente nos resultados, causando variação no IQA, devido alteração dos parâmetros como como

turbidez, sólidos totais, fósforo total e coliformes termotolerantes, principalmente no Ponto 3, devido às substâncias carregadas pelas águas das chuvas que ocorreram neste período.

4 | CONCLUSÕES

No período estudado, a água dos pontos 1 e 2 foi considerada imprópria para recreação de contato primário e consumo humano, respectivamente, necessitando de ações conjuntas, a fim de proteger a saúde da população que utiliza dessas águas.

No ponto 3, observaram-se águas com níveis elevados de contaminação, certamente potencializada pelo grande aglomerado populacional local. Com a implantação de uma estação de tratamento de esgoto, sistema obrigatório para todos os municípios brasileiros, a qualidade da água irá melhorar consideravelmente, o que se torna urgente no município.

As fontes de poluição difusa, como pastagens, desmatamentos e as ocupações irregulares também têm colaborado para a perda da qualidade das águas nos trechos estudados.

O IQA variou entre bom e razoável, mas esse índice não deve ser utilizado isoladamente, tendo em vista que a água captada e consumida pela população dos bairros não passa por nenhum tipo de tratamento.

REFERÊNCIAS

AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O. D. *Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais*. **Rev. Saúde Pública**, v.37, n.4, p.510-514, São Paulo, agost. 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89102003000400017>. Acesso em: 10 out. 2019.

ALVES; R. **Com o aquecimento dos oceanos, o plâncton está se extinguindo**. 2010. Disponível em: <<https://hypescience.com/com-o-aquecimento-dos-oceanos-o-plancton-esta-se-extinguindo/>>. Acesso em 10 de out de 2019.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União** nº 18, de 25 de janeiro de 2001, p.70-71. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 11 jun. 2019.

_____. Resolução CONAMA nº 357 de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** nº 053, de 18 de março de 2005, p.58-63. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 10 out. 2019.

_____. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. **Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde**. Disponível em: <<https://saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>. Acesso em: 10 de out de jun. 2019.

_____. Agência Nacional de Águas - ANA. **Indicadores de Qualidade: Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. 2018. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>>. Acesso em: 10 out. 2019.

IGAM. **Hidrografia**. 2012. Disponível em: < <http://www.igam.mg.gov.br/banco-de-noticias/1-ultimas-noticias/1312-hidrografia>>. Acesso em: 01 mar. 2019.

LIMA, E.B.N.R. **Modelação Integrada Para Gestão Da Qualidade Da Água Na Bacia Do Rio Cuiabá**. 206 f. Tese (Doutor em Ciências Em Engenharia Civil) - Universidade Federal Do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2001. Disponível em:<http://www.poc.ufrj.br/teses/doutorado/rh/2001/teses/RONDON%20LIMA_EBN_02_t_D_est.pdf>. Acesso em: 10 out. 2018.

ONU. **População precisará de 40% a mais de água em 2030. Brasília**. 2014. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2014-03/onu-populacao-precisara-de-40-mais-de-agua-em-2030>>. Acesso em: 27 fev. 2019.

PIRH. PLANO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Considerações sobre o Enquadramento das Águas da Bacia do Rio Piracicaba**. 2008. Disponível em: <<http://www.lumeambiental.com.br/089USOS%20DAS%20%C3%81GUAS%20PIRACICABA-RFINAL-090326.pdf>>. Acesso em: 08 de out. 2018.

REBOUÇAS, A. C. Panorama da água doce no Brasil. In: REBOUÇAS, Aldo da Cunha (Org.). **Panorama da degradação do ar, da água doce e da terra no Brasil**. São Paulo: IEA/USP; Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências. p. 59-107. 1997.

SOUZA, A.; BERTOSI, A.P.A.; LASTORIA, G. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. **Revista Agro@mbienteOn-line**, v. 9, n. 3, p. 227-234, julho-setembro, 2015. Disponível em: <<https://revista.ufr.br/agroambiente/article/viewFile/2312/1745>> Acesso em: 10 jun 2019.

QUALIDADE DA ÁGUA E CIDADANIA DA COMUNIDADE DE TOCOS 2 –GOVERNADOR MANGABEIRA, BAHIA

Data de aceite: 01/07/2020

Data de submissão: 17/04/2020

Viviane Brandão Silva Leite

Universidade Estadual de Feira de Santana

Feira de Santana – Bahia

<http://lattes.cnpq.br/7468872603046681>

RESUMO: No presente trabalho desenvolveu-se um estudo para analisar os principais problemas ambientais, no que diz respeito à utilização da água proveniente de cisternas, que afetam a comunidade rural de Tocós 2, distante a cinco quilômetros da sede do município de Governador Mangabeira - BA. Sendo assim, levantou-se questões sobre a qualidade da água das cisternas dessa população, verificando sua potabilidade através de ensaios físico-químicos. Ademais, a partir de uma dinâmica conjunta com a comunidade supracitada, incentivou-se a produção de conhecimento e o despertar para situações consideradas críticas, uma vez que não existem modificações em uma comunidade se não houver um processo de conscientização dos seus problemas por parte da população. Os procedimentos metodológicos incluíram as etapas: reconhecimento da área de estudo e

das problemáticas existentes na localidade, cadastramento e localização dos poços através do uso de Sistema de Posicionamento Global (GPS) juntamente com as medições de declividade do terreno e coleta das amostras da água das cisternas, seguindo critérios preestabelecidos. Após serem analisados os fatores de relevância sobre as amostras da água das cisternas, tais como distribuição espacial, posição das mesmas em relação à fossa e utilização (consumo humano e/ou irrigação), construiu-se um banco de dados. Os resultados mostraram que todas as amostras analisadas tiveram resultado positivo para a presença de coliformes totais, grupo de bactérias considerado o principal indicador de contaminação fecal. Ademais, 37,5% das amostras analisadas apresentaram resultado positivo para a presença de *Escherichia coli*, bactéria que pode causar diversos problemas à saúde humana. Desse modo, a comunidade encontrava-se em uma real situação de risco quanto à aquisição de doenças relacionadas à contaminação da água, que vão de uma simples diarreia a uma infecção intestinal.

PALAVRAS-CHAVE: Água. Análise físico-química. Cisternas.

QUALITY OF WATER AND CITIZENSHIP OF THE TOCOS 2 COMMUNITY – GOVERNADOR MANGABEIRA, BAHIA

ABSTRACT: In the present paper, a study was developed in order to analyze the main environmental issues regarding the use of water from cisterns, affecting the rural community of Tocos 2, 5 kilometers apart from the district of Governador Mangabeira - BA. Thus, questions were made about the quality of the water from the cisterns of this population, checking its drinkability through Chemical physical analysis. Furthermore, together with the above-mentioned community, the production of scientific knowledge was stimulated, and so was the “awakening” to subjects considered critical, knowing that there isn’t actual change in a community if there isn’t awareness of its problems coming from this same community. Within the methodological procedures, the following steps were included: reconnaissance of the present field of study and issues in the locality, registration and localization of the wells through Global Positioning System (GPS) together with measurements of land slope and collection of water specimen from the cisterns, according to pre established criteria. After analysing the relevance factors from the water specimen, such as space distribution, relative position between the specimen and the fosse and utilization (human consumption and/or irrigation), a database was built. The results show that every analysed specimen tested positive to Total Coliforms, a group of bacteria considered the main indicator to fecal contamination. In addition to this, 37,5% of the analyzed specimen tested positive to the presence of *Escherichia coli*, a human health threatening bacteria. This way, the community was in major health risk due to water contamination, varying from a simple diarrhea to a serious intestinal infection.

KEYWORDS: Water. Physical-chemical analysis. Cisterns

1 | INTRODUÇÃO

A água constitui-se como elemento essencial à vida, enquanto componente biológico dos seres vivos e meio de vida de várias espécies vegetais e animais, assim como fator fundamental de localização dos assentamentos humanos. Sua importância para a vida terrestre é inegável, ainda não há ser vivo sobre a face da Terra que possa prescindir de sua existência e sobreviver. Ademais, nenhum outro recurso natural oferece tantos usos socioeconômicos quanto a água, incluindo seu aproveitamento para o abastecimento doméstico e industrial e como matéria-prima nas atividades industriais e agrícolas, para geração de energia e irrigação, entre outros.

A água é vista aqui, contudo, não somente como um recurso, mas como um serviço prestado pelos ecossistemas ao bem-estar humano. Como o ciclo da água desempenha muitos papéis no clima, na química e na biologia da Terra, é difícil defini-lo distintamente como um serviço de suporte, de regulação ou de provisionamento.

A precipitação, que cai como chuva ou neve, é a melhor fonte de água para os ecossistemas. Os ecossistemas, por sua vez, controlam o caráter de renovação do recurso água doce

para o bem-estar humano [...] Juntamente com a energia e os nutrientes, a água é, sem dúvida, a peça central para a prestação de serviços ecossistêmicos para a humanidade. (FALKENMARK; FOLKE, 2003 apud ECOSYSTEMS..., 2005, p. 168, tradução minha)

Embora o Brasil possua em seu subsolo uma das maiores reservas subterrâneas de água doce do planeta, muitos estados do país sofrem com a escassez de água. Existe uma distribuição desuniforme desse recurso e, na região semiárida, estão os menores percentuais de água disponível. Do total da água existente no país, apenas 3% encontram-se na região Nordeste, sendo que, deste percentual, 63% estão na Bacia do São Francisco (EMBRAPA, 2007).

Nossos rios, lagos e mares, ao longo do tempo, vêm sendo severamente degradados pela ação do homem sobre o ambiente, através da urbanização desordenada, expansão de indústrias, desmatamentos principalmente em áreas ciliares, queimadas e desperdícios, que levam à redução do volume de água, contaminação e poluição.

Visando resguardar a qualidade da água para o consumo humano, a Organização Mundial da Saúde (OMS) criou guias para a qualidade de água potável, como referência para o estabelecimento de normas de cada país, no controle da inocuidade do abastecimento de água. No Brasil, os padrões de qualidade da água, segundo as diferentes classes, foram estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) na Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, que fixa os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. A resolução nº 357, de 17 de março de 2005, estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes líquidos.

Todavia, apesar de ações governamentais visando fornecer água de boa qualidade, algumas regiões do Brasil sofrem problemas de escassez hídrica, fazendo com que milhares de brasileiros enfrentem, diariamente, dificuldades para ter acesso à água. A maior parte dessa população sofre sérias restrições no acesso à água, destacando-se a situação da zona rural, que ainda recebe menor cobertura de água canalizada quando comparada com a zona urbana. Dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD, referentes ao ano de 2009, indicaram que no Brasil 93% dos domicílios das áreas urbanas possuem abastecimento de água proveniente de uma rede geral de distribuição e somente 7% dependem de outras formas de abastecimento como, por exemplo, poços, nascentes, reservatórios abastecidos por carro-pipa e coleta de água de chuva. Já nas áreas rurais esse quadro se inverte, sendo que somente 33% dos domicílios são abastecidos por uma rede geral de distribuição de água, enquanto 67% dependem de fontes alternativas (IBGE, 2009).

Ressalta-se, porém, que devido à ausência de barreiras sanitárias para a proteção dos mananciais e às limitações impostas pelas características das formações geológicas da região, o suprimento de água com qualidade adequada e ao longo de todo o ano nem sempre está garantido para população rural. No entanto, segundo Palhares e Guidoni

(2012), a cisterna tem sido utilizada desde as primeiras organizações humanas e seu uso é fomentado por governos e instituições ao redor do mundo, principalmente, nas regiões onde a disponibilidade de água é escassa em quantidade e qualidade. Embora seja um hábito antigo, o aproveitamento de águas ressurgem nas sociedades modernas como uma alternativa de diminuir a escassez da água, já que a mesma é acessível a toda população, independente da condição social, além de ser fonte de água doce que não é cobrada pelo seu uso.

Com isso, de acordo com Amorim e Porto (2006), diversas pequenas comunidades no semiárido nordestino são abastecidas por cisternas que captam água de chuva e também recebem água através de carros-pipa. Estas práticas minimizam o problema do abastecimento de água, embora seja preciso cuidados com a qualidade desta água, em relação aos riscos de contaminação biológica. Isto porque quando oriunda das chuvas, a água não recebe o cloro para desinfecção, e proteção de possível contaminação e também por fatores ligados à sua origem e transporte quando provenientes de carros-pipa. Consequentemente, o consumo de água contaminada não só para beber como também para uso diário, concorre para a disseminação de doenças de veiculação hídrica que podem ter riscos individuais ou coletivos, imediatos ou de longo prazo.

A partir desse contexto, o Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Baiano – *campus* Governador Mangabeira, através de ações de extensão, deseja atingir metas que fortaleçam as políticas públicas de acesso a água de boa qualidade e sua apropriação pela comunidade carente de Tocos 2. Isso, através de análises físico-químicas da água subterrânea consumida por essa comunidade, incentivando a produção de conhecimento e o despertar para situações consideradas críticas.

Uma vez que, é sabido que não existem modificações em uma comunidade se não houver um processo de conscientização dos seus problemas por parte da população. Neste sentido, compreende-se o objetivo deste projeto só pode ser alcançado através de um trabalho de extensão. Inclusive, segundo novas corrente ideológicas, a extensão vem sendo vista como um processo de interrelação de duplo aprendizado ente o meio “técnico-informacional instituído” e o conhecimento popular. Não se trata de buscar a essência dogmática salvadora dos problemas nem tampouco da essência da cidadania abstrata, mas sim de desencadear processos de conscientização.

2 | ÁGUA SUBTERRÂNEA

Da mesma forma que os recursos hídricos superficiais, os recursos hídricos subterrâneos são imprescindíveis ao atendimento das necessidades do Brasil. A Hidrogeologia é o ramo da Geologia que estuda as águas subterrâneas, ou seja, estuda a parcela do ciclo hidrológico que se infiltra no solo e percola em subsuperfície, formando os aquíferos (unidades geológicas capazes de armazenar e produzir águas subterrâneas).

Águas subterrâneas abastecem nascentes, rios, pântanos e lagoas. Por isso, mesmo na época seca, a maioria dos nossos rios é perene. Os aquíferos têm importância estratégica e suas funções são ainda pouco exploradas seja no campo da produção, armazenamento, circulação, regularização, filtragem e autodepuração, além daquelas no campo do abastecimento e manutenção dos ecossistemas aquáticos.

Toda perfuração através da qual obtemos água de um aquífero é, genericamente, chamada de poço ou cisterna. Na área de estudo, predominam os poços rasos, cilíndricos do tipo escavado denominado de cisterna. Esse é o tipo mais utilizado pela população rural brasileira e, recebe nomes distintos, dependendo da região: cisterna, cacimba, cacimbão, poço Amazonas, poço caipira ou simplesmente poço.

Com a crescente degradação da qualidade das águas superficiais, as águas subterrâneas tendem a assumir uma posição de maior importância. Às águas subterrâneas possuem diversas vantagens, entre elas: qualidade, quantidade (os volumes são superiores aos das águas superficiais), distribuição (as águas subterrâneas ocupam áreas muito maiores do que a calha de um rio ou lagoa, o que permite a perfuração de poços nos locais onde as demandas ocorrem), utilização diversa, custos (valor de perfuração dos poços, assim como os prazos de execução, são geralmente inferiores aos necessários para as obras de captação e transporte de águas de superfície) e meio ambiente (os impactos ambientais relacionados com as instalações para o aproveitamento das águas subterrâneas são consideravelmente pequenos, quando instalados e operados adequadamente).

Além disso, no geral, os depósitos de água subterrânea são bem mais resistentes aos processos poluidores dos que os de água superficial, pois a camada de solo subjacente atua como filtro físico e químico. Porém, ao contrário das águas superficiais, uma vez ocorrida a poluição, as baixas velocidades de fluxo tendem a promover uma recuperação muito lenta da qualidade. Dependendo do tipo de contaminante, essa recuperação pode levar anos, com custos muito elevados, não raro, proibitivos.

O risco potencial de um determinado aquífero ser contaminado está relacionado ao tipo de contaminante e suas características, como: litologia (tipo de rocha), hidrogeologia, gradientes hidráulicos (diferença de pressão entre dois pontos), entre outros. A poluição/contaminação da água subterrânea pode ser direta ou indireta. Ambas podem estar relacionadas com as atividades humanas e/ou por processos naturais. As fontes mais comuns de poluição e contaminação direta das águas subterrâneas são: deposição de resíduos sólidos no solo, esgotos e fossas, atividades agrícolas, mineração, vazamento de substâncias tóxicas, cemitérios, contaminação natural e a partir de poços mal construídos e/ou abandonados.

Com o crescimento das cidades e aumento da demanda por água, tanto em ambiente urbano quanto rural, os problemas envolvendo a manutenção da qualidade e da quantidade das águas superficiais e subterrâneas tendem a se agravar. Neste contexto,

é importante lembrar que tudo que afeta as águas subterrâneas pode também afetar as águas superficiais, já que estas possuem uma forte relação.

3 | METODOLOGIA

Essa pesquisa é um estudo de caso com a comunidade de Tocos 2 que está situada na zona rural composta de pequenos agricultores, com agricultura voltada para subsistência e não possuem saneamento básico nem água encanada. O período que ocorreu a coleta das amostras de água, nas oito residências consideradas, foi desde janeiro de 2017 até 7 abril do mesmo ano. As etapas metodológicas consistiram no reconhecimento da área de estudo e das problemáticas existentes na localidade, logo em seguida foi feito o levantamento bibliográfico, afim de melhorar o aprofundamento teórico.

A partir daí, foi realizado o cadastramento e localização dos poços através do uso de GPS juntamente com as medições de declividade do terreno e da distância entre a fossa e a cisterna. A etapa seguinte, ocorreu a partir da realização do processo de coleta das amostras das águas, que foi baseada em critérios como a distribuição espacial, posição das mesmas em relação à fossa e utilização de suas águas (consumo humano e/ou irrigação).

Embora pareça simples coletar uma amostra de água, cuidados especiais são requeridos, uma vez que se as amostras coletadas não forem válidas, o cuidadoso trabalho subsequente pode tornar-se inútil. Por isso, para ensaios físico-químicos, utilizou-se frascos adequados, fornecidos pelo laboratório. O recipiente estava seco e limpo, sem adição de preservantes, salvo quando estes foram adicionados pelo laboratório. Ademais, coletou-se um volume mínimo de 1000 ml, enxaguando o frasco com a própria amostra duas vezes antes da coleta final. Também, teve-se o cuidado de: não abrir os frascos até o momento da coleta, evitar que a tampa entre em contato com qualquer objeto e ser breve na coleta.

No processo de coleta das amostras, faz-se uso de luvas descartáveis, conforme a figura 1. Para as cisternas que não possuíam torneiras, usou-se um balde metal, porém o mesmo foi muito bem lavado internamente e externamente. No caso que a cisterna possuía torneira, esta foi deixada completamente aberta por aproximadamente 3 min (para esgotar a água parada nos canos). Para coletar amostra de água de poço ou cisterna com bomba, deixou-a bombear água por dez minutos, para estabilizar a temperatura da água antes da coleta.



Figura 1: Coleta da amostra da água da cisterna.

Fonte: acervo da autora (2017).

Por fim, as amostras foram encaminhadas para análise no Laboratório de Microbiologia de Alimentos e no Laboratório de Controle de Qualidade de Alimento da Faculdade de Farmácia da UFBA, seguindo os critérios preestabelecidos para a coleta da água. As duas últimas fases do trabalho consistiram na construção do banco de dados para o gerenciamento das cisternas e na apresentação dos resultados obtidos para a comunidade.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após realização da análise laboratorial das amostras de água coletadas das cisternas dos moradores da comunidade Tocos 2, constatou-se que todas as oito amostras analisadas tiveram resultado positivo para a presença de coliformes totais. O grupo de bactérias designado coliformes totais faz referência às bactérias que não causam doenças, visto que habitam o intestino de animais mamíferos, incluindo o homem.

Segundo a resolução nº 375 de 17 de março de 2005 do CONAMA, os coliformes fecais, são:

Bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tensoativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44° - 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal.

No entanto, esse grupo de bactérias é considerado o principal indicador de

contaminação fecal. Assim sendo, a presença destes coliformes assume importância como parâmetro indicador de microorganismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças, sobretudo aquelas transmitidas por veiculação hídrica, tais como: disenteria bacilar, febre tifoide, cólera e febre paratifoide. Inclusive, os moradores de Tocos 2 se queixavam muito de diarreia, que também pode ocorrer nesses casos. Porém eles nunca relacionavam a inflamação intestinal com a água que estavam consumindo.

Ademais, 37,5% das amostras analisadas apresentaram resultado positivo para a presença de *Escherichia coli*, conhecida como *E. coli*. Essa bactéria, adquirida por meio de água e/ou alimentos contaminados pelo excesso de esgoto ou fontes difusas de fezes humanas ou de animais, pode causar diversos problemas à saúde humana, todavia os sintomas da contaminação dependem diretamente da gravidade da doença e do local afetado.

Sendo assim, a água das cisternas de Tocos 2 pode trazer riscos à saúde de seus moradores e, por isso, não deve ser consumida *in natura*. E como água das cisternas da residência desses moradores estavam todas contaminadas com coliformes e algumas com a bactéria *E. Coli* ela não é considerada potável. Já que, segundo a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), 2005 p. 8:

A água potável não deve conter microorganismos patogênicos e deve estar livre de bactérias indicadoras de contaminação fecal. Os indicadores de contaminação fecal, tradicionalmente aceitos, pertencem a um grupo de bactérias denominadas coliformes. O principal representante desse grupo de bactérias chama-se *Escherichia coli*. A Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece que sejam determinados, na água, para aferição de sua potabilidade, a presença de coliformes totais e termotolerantes de preferência *Escherichia coli* e a contagem de bactérias heterotróficas.

Em geral, as águas aconselháveis para serem consumidas pelo homem, sem que prejudiquem a saúde, são aquelas consideráveis potáveis, que estejam dentro das normas estabelecidas pela OMS. Em épocas passadas o padrão de potabilidade da água, seguia apenas a avaliação dos aspectos dos sentidos da visão, gustação e olfato. Com a evolução das tecnologias de análise passou-se a exigir mais dos padrões de potabilidade visando maior controle e proteção da saúde pública.

Devido ao nível acima do aceitável de coliformes fecais na água da comunidade, ela não deve ser consumida por humanos de forma *in natura*, sendo necessário ser submetida a um tratamento simples, quais sejam: filtração, fervura e aplicação de cloro. Porém, no último caso é necessário um estojo de teste de Potencial Hidrogeniônico (pH), para a partir dos resultados os moradores saberem quando colocar a pedra de cloro e quantidade adequada para que não haja nem excesso de cloro nem falta dele. No entanto, a água analisada pode ser utilizada na sua forma “bruta” para cultivo de hortaliças e para outras atividades, como lavagem de roupas e uso para banho.

No questionário passado para os moradores, constatou-se que 38% utilizam a água da cisterna apenas para uso doméstico, mas em sua grande maioria, 62% fazem uso

misto da água (agricultura e uso doméstico). Além disso, grande parte deles consomem a água *in natura*, 75%, conforme a tabela 1.

Identificação da residência	Uso da água da cisterna	Tratamento da água	Distância entre a cisterna e a fossa
Casa 1	Uso doméstico	Apenas fervida	8 m
Casa 2	Uso doméstico e agricultura	Consumida <i>in natura</i>	15 m
Casa 3	Uso doméstico e agricultura	Consumida <i>in natura</i>	5 m
Casa 4	Uso doméstico	Consumida <i>in natura</i>	7 m
Casa 5	Uso doméstico e agricultura	Apenas filtrada	8 m
Casa 6	Uso doméstico	Consumida <i>in natura</i>	16 m
Casa 7	Uso doméstico	Consumida <i>in natura</i>	7 m
Casa 8	Uso doméstico	Consumida <i>in natura</i>	15 m

Tabela 1: Dados em relação a água das cisternas analisadas.

Fonte: acervo da autora (2017).

A as possíveis causas de contaminação bacteriológica das águas das cisternas da comunidade de Tocos 2, podem estar associadas a diversas questões. Muitas das cisternas analisadas foram construídas sem critérios técnicos, com revestimento corroído/rachado, sem manutenção e abandonados sem o fechamento adequado (tamponamento), conforme figura 2. E isso pode constituir vias importantes de contaminação das águas subterrâneas. Após a construção, o poço deve ser bem fechado, erguendo-se uma proteção de tijolo acima do nível do terreno e cimentando o solo ao redor do mesmo. Isto evita a entrada de água contaminada da superfície e a queda de objetos e animais em geral.



Figura 2: Cisterna com revestimento corroído coberta, em parte, com piso.

Fonte: acervo da autora (2017).

Além disso, poços próximos a fontes de águas poluídas estão seriamente sujeitos a produzir água contaminada. Um caso muito comum é a interceptação de água de fossas e sumidouros sanitários ou de vazamentos de redes de esgoto. Por isso, a FUNASA propõe que a localização do poço deve obedecer à distância mínima de 15 metros entre o poço e a fossa séptica ou estarem distantes de qualquer fonte de poluição e em relação a outros pontos de contaminação como chiqueiros, estábulos, esgoto, convém estabelecer uma distância mínima de 45 metros Além de impedir que sejam instalados possíveis focos após a implantação do poço (FUNASA, 2006). Entretanto, a distância média da fossa para a cisterna avaliadas na comunidade de Tocos 2 varia de 5 a 16 metros, de acordo com a tabela 1, o que pode constituir uma das principais causas de contaminação da água subterrânea.

Não obstante, mesmo uma fossa situada a jusante do poço poderá contaminá-lo, pois com o bombeamento da cisterna, ocorre uma inversão do fluxo subterrâneo. Assim, uma vez terminado o poço, faz-se necessário a análise de sua água. No entanto, após certo tempo de bombeamento intenso, este poço poderá começar a produzir água contaminada em virtude do acima exposto, isto é, pela captura de água poluída. Daí a necessidade de se manter uma permanente vigilância sobre a qualidade da água produzida; vigilância que deverá se dar não somente na qualidade bacteriológica, mas também na sua qualidade química, pois, às vezes, o aquífero é capaz de filtrar as bactérias, mas não os produtos químicos indesejáveis como os compostos de nitrogênio, detergentes, arsênio, entre outros .

Estes fatores, juntamente com a declividade do terreno, contribuem para a ocorrência da contaminação bacteriológica. Observa-se que na maioria das cisternas analisadas

estão na vertente do terreno, enquanto que as fossas estão no topo. Esta forma de posicionamento pode favorecer a transferência de agentes contaminantes ao aquífero.

Ainda, a qualidade da água pôde ser afetada pela manutenção inadequada e por aspectos relacionados à origem da água e à vulnerabilidade a que está exposta. E mais, fertilizantes e agrotóxicos utilizados na agricultura da comunidade podem ter contaminado as águas subterrâneas com substâncias como compostos orgânicos, nitratos, sais e metais pesados. Essa contaminação pôde ser facilitada pelos processos de irrigação mal manejados que, ao aplicarem água em excesso, tendem a facilitar que estes contaminantes atinjam os aquíferos.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As amostras de água de todas as cisternas analisadas da comunidade de Tocos 2 estavam contaminadas com coliformes fecais, porém em algumas também apresentavam a bactéria *E. Coli*. Desse modo, a comunidade encontra-se em uma real situação de risco quanto à aquisição de doenças relacionadas à contaminação da água por coliformes totais e fecais, que vão de uma simples diarreia a uma infecção intestinal.

Então, o ideal é que a água não seja consumida *in natura*, mas sim, fervida e filtrada para que os riscos sejam minimizados. Uma possível causa para alta incidência de coliformes totais e fecais podem ser a questão da declividade do terreno e a distância da fossa em relação a cisterna, pois foi detectado que a construção da maioria das fossas estarem no topo do terreno e muito próxima das cisternas.

Outras causas de contaminação bacteriológica das águas das cisternas, podem estar associadas às seguintes questões: ausência ou utilização inadequada de tampas de proteção das cisternas e utilização de adubos orgânicos, muito comum nos cultivos de hortaliças.

Recomenda-se, com isso, a utilização de coberturas mais adequadas às cisternas, visto que, observou-se algumas improvisações como forma de proteção das mesmas. A inadequação das coberturas propicia, frequentemente, o aparecimento de corpos estranhos como poeira, sujeira, fezes de passarinhos, sapos, lagartixas e folhas de árvores, além do desenvolvimento de plantas nas laterais das cisternas. Alguns desses contaminantes podem apresentar riscos à saúde de pessoas que estiverem doentes ou tiverem baixa resistência imunológica. Alguns contaminantes, inclusive, podem provocar cor, gosto e/ou odor desagradáveis. Todos esses problemas em relação ao vedamento das cisternas podem ser evitados se o proprietário realizar manutenção periodicamente.

Contudo, independentemente dos resultados encontrados, as cisternas podem ser uma fonte de água limpa. Para isso, é fundamental conscientizar a população de Tocos 2 sobre esses riscos e orienta-los quanto ao consumo dessa água. Nesse contexto, foi feito uma reunião com a Secretaria de Meio ambiente e saúde de Governador Mangabeira

para que seus membros fiquem a par da situação e possam, assim, tomar as devidas providências. É importante salientar que este resultado só foi possível graças à interação com a comunidade de Tocos 2.

Por fim, pode-se afirmar que este trabalho contribuiu para demonstrar que a utilização de ensaios analíticos relativamente simples, podem ser usados para realizar análises de grande importância e que é necessário conhecer a legislação ambiental e estudos envolvendo problemas relacionados à poluição ambiental e tudo o que diz respeito a nossa saúde.

REFERÊNCIAS

AMORIM, M. C. C.; PORTO, E. R. **Avaliação da qualidade bacteriológica das águas de cisternas: Estudo de caso no município de Petrolina-PE**. Jun. 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

ECOSYSTEMS and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: Island IBGE Press, 2005. 901 p. v. 1. Disponível em: <<http://millenniumassessment.org/en/Condition.html>>. Acesso em: abril de 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA – EMBRAPA. **Potencialidade da água de chuva no semiárido**. Petrolina: Embrapa, 179 p 2007.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. 4. ed. rev. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 408p.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual prático de análise de água**. 2ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 146 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2009**. Rio de Janeiro, v. 30, 2009, Brasil. 131 p.

PALHARES, J. C. P.; GUIDONI, A. L. **Qualidade da água de chuva armazenada em cisterna utilizada na dessedentação de suínos e bovinos de corte**. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 244-254, 2012.

ESTUDO DE CASO DA RECUPERAÇÃO DA ENERGIA HIDRÁULICA INERENTE A OPERAÇÃO DA MACRO DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA

Data de aceite: 01/07/2020

André Schramm Brandão

Graduado em engenharia civil e doutorando em Engenharia e Ciência dos Materiais na Universidade Federal do Ceará. Especialista em construção e montagem pelo PROMINP/PETROBRAS/UFC. Professor visitante desde 2005 do curso de especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho da Universidade de Fortaleza. Engenheiro III (Sênior) da Companhia de água e esgoto do Ceará, aonde atuou como gerente de pesquisa, desenvolvimento e inovação tecnológica 2015/2016.

Paulo Henrique Holanda Pascoal

Graduado em engenharia civil. Engenheiro III (Sênior) da Companhia de água e esgoto do Ceará, aonde atua como gerente de apoio técnico operacional.

Ênio Pontes de Deus

Professor Doutor Associado IV do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Ceará. É vice-coordenador do curso de graduação e atua no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais. Coordenador do Laboratório de Mecânica da Fratura e Fadiga (LAMEFF/UFC).

Francisco Altanízio Batista de Castro Júnior

Graduando em Engenharia Civil na Universidade Federal do Ceará. Estagiário da Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará desde 2018.

RESUMO: Os projetos de melhoria visando a sustentabilidade ambiental, energética e financeira são de grande importância para melhorar a imagem de uma empresa de saneamento, visando nisto o trabalho a seguir mostra a possibilidade e os benefícios da substituição de válvulas redutoras de pressão por turbo-geradores (ou hidro geradores) de energia, afim de transformar a energia potencial hidráulica perdida inerente da operação do sistema (necessária para abastecer sem sobrecarregar as redes) em energia elétrica. Desta forma, com forma de avaliar a viabilidade foi realizado um estudo para avaliar a substituição de válvulas redutoras de pressão por turbo-geradores no sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza no estado do Ceará, da Companhia de Água e Esgoto do Ceará no final de 2018, onde verificou-se viabilidade frente a redução de despesas além do ganho energético.

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade, válvulas redutoras de pressão, turbo-geradores de energia, fonte alternativa de energia.

ABSTRACT: Improvement projects aimed at environmental, energy and financial sustainability are of great importance to improve the image of a sanitation company, aiming at

this the following work shows the possibility and benefits of replacing pressure reducing valves with turbo generators (or hydro generators) of energy, in order to transform the lost potential hydraulic energy inherent in the operation of the system (necessary to supply without overloading the networks) into electrical energy. Thus, in order to assess the viability, a study was carried out to evaluate the replacement of pressure reducing valves by turbo generators in the water supply system of the Metropolitan Region of Fortaleza in the state of Ceará, of the Companhia de Água e Esgoto do Ceará at the end of 2018, where there was feasibility in view of the reduction of expenses in addition to the energy gain.

KEYWORDS: Sustainability, pressure reducing valves, turbo-generators of energy, alternative source of energy.

1 | INTRODUÇÃO

O uso racional e o cuidado com os recursos naturais são imprescindíveis, em uma companhia que presta serviços de saneamento básico. Em 2014, o Brasil passou por um período de estiagem prolongada, que incidiu diretamente tanto na disponibilidade de água para abastecimento quanto na geração de energia elétrica, revelando a fragilidade destes sistemas. Grandes investimentos para aumentar a oferta destas “comodites” deverão ser feitos nos próximos anos. Para tanto, pequenas ações de otimização em alguns sistemas, como os de abastecimento de água, feitas em larga escala, reduziram a demanda por novas fontes de energia e água, reduzindo os custos e impactos ambientais.

Os sistemas de abastecimento de água no Brasil possuem uma baixa credibilidade no que diz respeito à eficiência. Muitos são os trabalhos que mostram a realidade de grande parte dos sistemas, apresentando elevados índices de perda, baixo rendimento de estações elevatórias, falta de manutenção de equipamentos, falta de planejamento da operação, dentre outros aspectos [1] [2] [3].

As soluções mais comuns para alguns destes problemas são conhecidos, como o uso de válvulas redutoras de pressão automatizadas (VRPs) para controlar pressões em tempo real aliado a um confinamento de áreas (chamados de distritos de medição e controle, DMCs), o uso de inversores de frequência para modular a operação dos conjuntos motor bombas (reduzindo o consumo de energia), a limpeza de adutoras para reduzir a perda de carga no transporte de água, o uso de reservatórios em horários de ponta para reduzir a demanda de energia neste período, dentre outras alternativas.

Alguns sistemas de abastecimento de água são beneficiados por sua topografia, reduzindo a necessidade de estações elevatórias e utilizando apenas a gravidade para realizar o transporte de água a diferentes regiões. Nestes casos, entende-se que estes são altamente eficientes por praticamente não necessitar de energia elétrica. No entanto, válvulas redutoras de pressão são utilizadas, afim de controlar pressão e vazão em diferentes locais da região, desperdiçando energia, e divergindo com o conceito de

eficiência energética, que busca otimizar as fontes de energia disponíveis.

A busca de fontes alternativas de energia, para diversificar a matriz energética nas empresas prestadoras de serviços de saneamento básico é uma realidade premente. Um dos vetores desta matriz é otimizar a operação das redes de abastecimento de água que utilizam válvulas redutoras de pressão, substituindo-as por turbo-geradores de energia, isto é transformar a energia potencial hidráulica perdida (necessária para abastecer sem sobrecarregar as redes) em energia elétrica.

2 | METODOLOGIA

A utilização de válvulas redutoras de pressão (VRP) no transporte de água tratada é necessário para equilibrar o sistema de abastecimento de água em sua área de atuação, gerenciando volumes e controlando perdas. [4] [9]

Assim, na utilização destes equipamentos perdemos a energia potencial da massa de água, através da diferença de pressão. A potência (P) em kW é representada pela Equação 01. [5] [6] [7] [10] [11]

$$P = \eta * \frac{(Q * \Delta h * g * \rho)}{10^3} \quad \text{Equação (1)}$$

Para a equação 1, as variáveis tais como rendimento, aceleração da gravidade e peso específico da água a 30°C, foram adotados os seguintes valores respectivamente: 65% (conservadoramente), 9,81 m/s² e 976,4Kg/m³, estes dois últimos da literatura. Já a vazão e diferença de pressão (jussante menos montante), foram extraídos os dados históricos dos últimos 12 meses das 32 (trinta e duas) Unidades de Transmissão Remota (UTR) que possuíam válvulas redutoras de pressão (VRPs) do Centro de Controle e Operação (CECOP).

O CECOP opera remotamente tais VRP e monitora vários parâmetros hidráulicos e de qualidade da água que abastece a Região Metropolitana de Fortaleza. [8]

Assim, nesta simulação propomos a substituição destas VRPs por hidro geradores que também controlam remotamente as pressões sem perder o modu operanti via sistema supervisorio (ELIPSE E3), podendo replicar-se em outras concessionárias de saneamento.

Desta forma, abre-se os horizontes e quebra-se alguns paradigmas na concepção dos projetos de sistemas de abastecimento de água e sua implantação, visto adicionalmente deve-se incluir um estudo de potencial hidro energético no transporte de água (distribuição), levando-se em consideração as perdas de energia hidráulica inerente da operação e sua recuperação.

3 | APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Na perspectiva econômico-financeira, de acordo com os últimos dados do sistema de controle operacional, da base de novembro de 2018 da Companhia de Água e Esgoto do Ceará, cerca de 63% do volume produzido consumido, de um total de 31 milhões, está na região metropolitana de Fortaleza. As 32 VRPs da macro distribuição, atualmente não geram receita, somente despesas, sendo um torno de R\$0,21/m³. Deste total cerca de R\$0,18/m³ é a despesa com energia elétrica, representando 86% desta quota.

De acordo com o estudo realizado, considerando a substituição das 08 válvulas da Figura 01, teríamos uma taxa de retorno por volume que passa por estas UTRs de R\$0,09/m³, comparativamente com a despesa com energia, seria 50%. Analisando na perspectiva global da macro distribuição, ainda de acordo com o estudo, a receita mensal com energia com a substituição destas válvulas é de R\$326.636,54. Sabendo que a despesa de exploração média mensal da macro distribuição é R\$0,21/m³ e que volume total médio Fortaleza é de 19.530.000 m³/mês, logo a despesa total mensal média de R\$4.101.300. Assim, subtraindo aquela receita mensal com energia à esta despesa total mensal, teremos uma redução de 19,3% da despesa mensal total da macro distribuição.

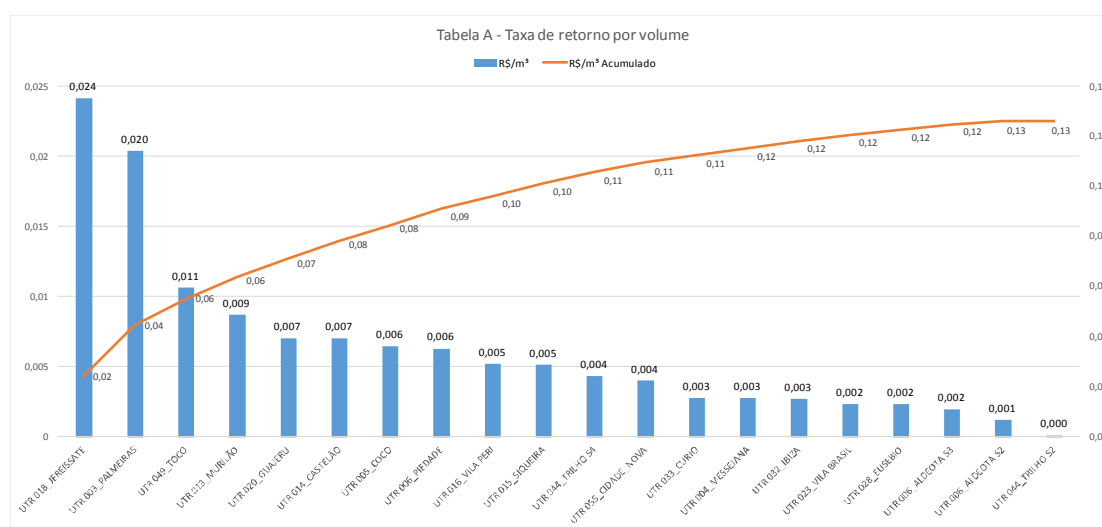


Figura 01 – Taxa de retorno por volume com a substituição de 8 válvulas

Na perspectiva mercado, teríamos impacto positivo nos dois macros processos. O impacto no macroprocesso para elevar o nível de satisfação dos clientes e melhorar a imagem institucional é intangível, mas incidiria positivamente, pois toda perspectiva de implantação de inovação para eficiência operacional de forma sustentável traz uma boa impressão tanto dos clientes quanto da imagem institucional.

Na perspectiva processos, teríamos o impacto direto no macroprocesso em promover inovação e a efetividade dos mesmos, como o objeto é inovador, efetivo e sustentável, através da recuperação da energia hidráulica perdida inerente a operação, e ainda

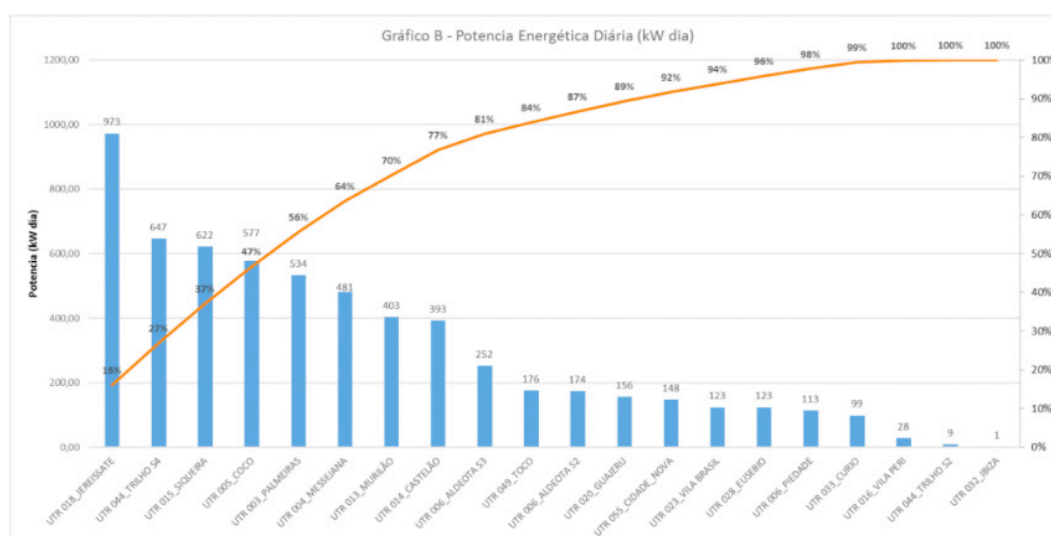
gerando receita aonde hoje somente temos despesa, estamos sendo mais efetivos dentro deste contexto.

Já na perspectiva sócio ambiental, atuando de forma efetiva e sustentável, esta última tanto no que concerne ao meio ambiente quanto de recursos de uma empresa de prestação de serviços públicos, estamos sendo responsáveis socioambientalmente, extraindo receita através da recuperação energética da operação inerente hidráulica.

4 | CONCLUSÃO

Diante da situação de melhoramento direto no macroprocesso em promover inovação, efetividade, sustentabilidade e satisfação da população, a substituição de válvulas redutoras de pressão por turbo-geradores de energia é necessária para dar sinergia a esta nova receita agregando mais receitas, como a ampliação da cobertura, redução de perdas de água e inovação tecnológica para diversificar as matrizes de commodities.

Desta forma, a substituição das 8 (oito) destas válvulas redutoras de pressão (VRP) obtem-se 19,3% de redução das despesas da macro distribuição, com o aproveitamento de 77% do potencial energético total instalado atualmente (vide gráfico B), gerando com isto todos os benefícios que esta medida pode trazer.



Ainda de acordo com os gráficos A e B, as válvulas redutoras de pressão das Unidades de Transmissão Remota Palmeiras-003 e Jereissati-018, representam 25% de todo o potencial energético instalado para recuperação da energia inerente da operação e 49% da receita total de retorno das VRPs elencadas para substituição. A receita estimada com a substituição das VRPs por hidrogeradores pagaria o custo mensal de energia das respectivas UTRs nas primeiras 14 horas, para o Jereissate-003, e 19 horas, para o Palmeiras-003.

REFERÊNCIAS

SAMPAIO FILHO, G., ALCALDE, J. L. “Análise de Qualidade de Energia e Eficiência Energética em Sistemas de Água e Saneamento”. In: IV SEREA– Seminário Hispano Brasileiro sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água”, João Pessoa-Brasil, 2004.

VIEIRA, J. M., BAPTISTA, J. M. “Indicadores de desempenho para melhoria dos serviços de saneamento básico”. Engenharia Civil-UM, 33, 87-112, 2008.

BRAGHIROLI, M., SANTOS, M., & BRAGA, D. “Estação Elevatória de Água de Santana: Um Caso de Sucesso na Redução de Perdas e Consumo de Energia no Setor de Saneamento”. In International Workshop Ad-vances in Cleaner Production, 2011.

CHEUNG, P.B.; KIPERSTOK, A.; COHIM, E.; ALVES, W. C.; PHILIPPI, L.S.; ZANELLA, L.; ABE, N.; GOMES, H.P.; SILVA, B.C.; PERTEL, M.; GONÇALVES, R.F. (2009) Consumo de água. In: GONÇALVES, R.F. (Org.) Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. Rio de Janeiro: ABES. p. 36-98.

LIMA, G. M. Geração de energia e controle de pressão em redes de abastecimento de água utilizando bombas funcionando como turbina. Tese de Doutorado, L628g. Campinas, SP : 138 P. 2017.

CZNADY, G. T. Theory of Turbomachines, 1 st Edition, McGraw-Hill Book Co, 1964.

DEANE, J.P., GALLACHO, B. P. O., MCKEOGH, E. J. “Techno-economic review of existing and new pumped hydro energy storage plant”, Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 14, p. 1293–1302, 2010.

BRANDAO, A.S.; OLIVEIRA, F.D.A.;RIBEIRO, M.M.; “Automação em um Sistema de Abastecimento de Água: Análise de Dados Operacionais”. In: XIII Simpósio Iberoamericano de Redes de Água, Esgoto e Drenagem, Fortaleza-CE, 2014.

TSUTIYA, M.T. (2004) Abastecimento de água. São Paulo: ABES. 634 p.

Yuce, M.I. e Muratoglu, A. Hydrokinetic energy conversion systems: A technology status review. Renewable and Sustainable Energy Reviews. V. 43, p. 72-82, 2015.

Brasil Jr, C.P.B.J. Turbina hidrocínética geração 3. Congresso de Inovação Tecnológica em Energia Elétrica – Citenel. ANEEL, 2007.

ANÁLISE DA VIABILIDADE AMBIENTAL E FINANCEIRA DA IMPLEMENTAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DE USO RACIONAL DA ÁGUA EM CAMPUS UNIVERSITÁRIO

Data de aceite: 01/07/2020

Antônio José Cruz de Araújo

Graduando em Engenharia Civil, Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, campus Mossoró.

<http://lattes.cnpq.br/2551345904160324>

Êmele Rádna Rodrigues do Vale

Bacharel em Engenharia Civil, Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, campus Mossoró.

<http://lattes.cnpq.br/3320830547360242>

Lívia Maria Pinheiro da Cunha

Graduanda em Engenharia Civil, Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, campus Mossoró.

<http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K2445378P0>

Maria Josicleide Felipe Guedes

Professora Adjunta da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Centro de Engenharias, Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais, Curso de Engenharia Civil, campus Mossoró.

<http://lattes.cnpq.br/3341737489331381>

RESUMO: Diante dos problemas concernentes à escassez hídrica, faz-se necessária a busca por alternativas de uso racional da água. Nesse

sentido, com a realização desta pesquisa objetivou-se avaliar alternativas tecnológicas de uso racional da água em uma universidade, mais especificamente nas centrais de aulas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN, visando estimar os ganhos ambientais e o investimento financeiro da adoção das medidas propostas. As alternativas tecnológicas estudadas se referem à simulação da substituição dos aparelhos hidrossanitários instalados por modelos poupadores de água. Para tanto, foram realizadas visitas *in loco* a fim de obter o quantitativo e as características dos aparelhos hidrossanitários existentes. Além disso, foi efetuado um levantamento *on-line* do número de alunos que frequentam cada uma das 7 centrais de aulas da universidade e estudos literários para identificar os aparelhos poupadores de água mais eficientes. A partir dos dados coletados, foi possível simular alguns cenários de gestão da demanda de água. E, alicerçando-se nos resultados obtidos, concluiu-se que os cenários que contam com a substituição dos reparos e válvulas de descarga das bacias sanitárias convencionais proporcionam os melhores resultados, com economia de água variando de 20 a 23%.

PALAVRAS-CHAVE: Economia de água,

medidas tecnológicas, universidades.

ABSTRACT: In view of the problems concerning water scarcity, it's necessary to search for alternatives for the rational use of water. In this sense, this research aimed to evaluate technological alternatives for the rational use of water in a university, more specifically in the classrooms of the Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN, in order to estimate the gains and the financial investment of adopting the proposed measures. The technological alternatives studied refer to the simulation of the replacement of the installed hydrosanitary appliances by water-saving models. For this purpose, on-site visits were carried out in order to obtain the quantity and characteristics of the existing hydrosanitary devices. In addition, an online survey of the number of students attending each of the university's 7 classrooms and literary studies was carried out to identify the most efficient water-saving devices. From the data collected, it was possible to simulate some water demand management scenarios. And, based on the results obtained, it was concluded that the scenarios that rely on the replacement of repairs and flush valves in conventional sanitary basins provide the best results, with water savings ranging from 20 to 23%.

KEYWORDS: water economy, technological means, university

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é um país privilegiado quanto a disponibilidade hídrica com 14% da água doce disponível no mundo (LANNA, 2018), entretanto o mesmo sofre com devido a má distribuição desse recurso em seu território, sendo o Nordeste uma região que carece de uma atenção especial uma vez que possui 87,8% do seu território no semiárido, região em que a maioria dos rios não são perenes, e para a garantia de oferta contínua de água, são utilizados reservatórios (ANA, 2017). Além dos obstáculos relacionados à má distribuição da água, o crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e tecnológico e o uso descomedido desse recurso têm ocasionado um aumento na demanda desse bem, submetendo os recursos hídricos a grandes pressões.

Assim, observando-se a relevância da conservação dos recursos hídricos para a preservação da vida na Terra e manutenção de todas as atividades econômicas existentes, faz-se indispensável a sua conservação de modo a garantir que as gerações presentes e futuras a usufrua.

O gerenciamento da demanda de água pode ser compreendido como o desenvolvimento e implementação de estratégias que influenciem a demanda hídrica, de modo a obter o uso eficiente e sustentável de um recurso escasso, promovendo a equidade social e preservação ambiental (SAVENIJE; VAN DER ZAAG, 2002).

As ações que buscam viabilizar o uso racional da água podem ser dos seguintes tipos:
i) tecnológicas: medição individualizada do consumo de água, correção de vazamentos, utilização de aparelhos hidrossanitários poupadores de água, automatização da rede de

distribuição de água; ii) educacionais: programas e campanhas de educação ambiental, adequação dos currículos das escolas e universidades; iii) econômicas: subsídios para aquisição de aparelhos poupadores de água, penalização financeira que induza o aumento da eficiência da concessionária de água, cobrança pelo uso da água bruta; iv) regulatórias ou institucionais: legislação que induza o uso racional da água, outorga pelo uso da água, criação de comitês de bacias hidrográficas, entre outras alternativas (SHARMA; VAIRAVAMOORTHY, 2009; ALBUQUERQUE, 2004).

Nesse contexto, as instituições de ensino superior devem ser pioneiras na disseminação de ideias e atitudes concernentes à racionalização do uso da água, tanto pelo grande consumo intrínseco às suas atividades, quanto pela supremacia de apregoar conhecimentos e hábitos sustentáveis. Nessa perspectiva, foi selecionada uma universidade localizada no semiárido brasileiro como caso de estudo desta pesquisa, o campus central da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, localizado no município de Mossoró-RN.

2 | OBJETIVO

Avaliar a viabilidade ambiental e financeira da implementação de alternativas tecnológicas de uso racional da água na Universidade Federal Rural do Semi-Árido, campus Mossoró-RN.

3 | METODOLOGIA

As etapas metodológicas desta pesquisa são apresentadas na Figura 1, as quais encontram-se detalhadas nos itens 3.1 a 3.5.

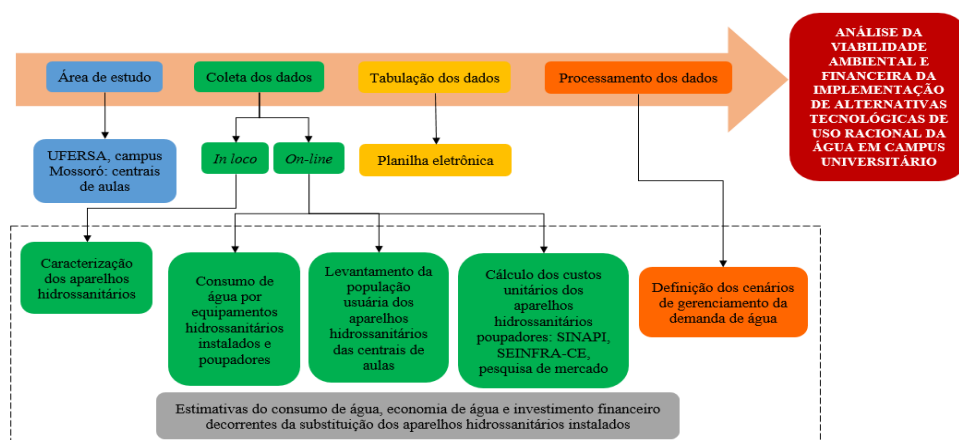


Figura 1: Fluxograma da pesquisa

*SINAPI: Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil.

*SEINFRA: Secretária da Infraestrutura do Ceará.

*UFERSA: Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

3.1 Área de estudo

O município de Mossoró, pertencente ao estado do Rio Grande do Norte, possui uma população de 259.815 habitantes (IBGE, 2010). A UFERSA, campus central, está localizada em Mossoró-RN. Este estudo foi realizado nas centrais de aulas da instituição, perfazendo um total de 7 edificações.

Quanto à água utilizada na UFERSA, campus Mossoró, essa provém do sistema público de responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), cujo abastecimento tem uma relação direta com um termo de cooperação celebrado entre as duas instituições. Em razão da existência desse termo, a universidade está isenta da cobrança do consumo de água, durante os anos de 2009 até 2029 desde que assumisse a responsabilidade na contratação e no pagamento das despesas com a perfuração de um poço tubular profundo, na propriedade da universidade, com valor estimado de 1,3 milhões de reais.

3.2 Coleta de dados

3.2.1 Caracterização dos aparelhos hidrossanitários a partir de visitas in loco

O levantamento dos aparelhos hidrossanitários se deu por meio de visita *in loco* em todas as centrais de aulas da UFERSA, campus Mossoró. Para cada central de aulas foi realizado um levantamento dos equipamentos – bacias sanitárias, chuveiros, duchas, mictórios e torneiras – com auxílio de um formulário previamente elaborado. Foram obtidos os quantitativos de cada aparelho, suas respectivas características e estado de funcionamento.

Em seguida foram realizadas pesquisas na literatura com o intuito de identificar modelos de aparelhos hidrossanitários mais eficientes, no que diz respeito à economia de água, para simular a substituição dos modelos existentes na composição dos cenários de gerenciamento de demanda da água. Os aparelhos poupadores selecionados foram: dispositivo *dual flush* para bacias sanitárias com caixa acoplada (conhecido como reparo), válvulas de descarga com duplo acionamento para bacias e torneiras e mictórios com sensores.

3.2.2 Consumo de água por equipamento e custos para implantação das medidas tecnológicas sugeridas

Após a caracterização dos aparelhos hidrossanitários, foi possível identificar cada aparelho presente nas centrais de aulas, bem como suas características. De posse desses dados, foi realizada uma pesquisa na literatura e nos *sites* dos fabricantes com o intuito de obter valores médios aceitáveis para o consumo de cada tipo de aparelho.

Para posterior cálculo dos consumos totais, todas as unidades de vazão dos aparelhos devem ser transformadas para estar na unidade $L.uso^{-1}$. Para as bacias sanitárias, na literatura não são apresentados os valores de consumo em $L.uso^{-1}$, tanto para os modelos convencionais quanto para os modelos *dual flush*. Para os modelos com acionamento por válvula de descarga, o consumo foi obtido segundo a equação 1.

$$C_d = c_v \cdot t \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

$c_{vd} \rightarrow C_{vd}$ = consumo das bacias com válvula de descarga, em $L.uso^{-1}$;

$c_v = c_v$ → consumo da válvula, em $L.s^{-1}$;

$t \rightarrow$ tempo de acionamento para cada uso, em $s.uso^{-1}$.

Para as torneiras, sejam convencionais, hidromecânicas ou por sensores de presença, o consumo em $L.min^{-1}$ foi obtido por meio das curvas de vazão *versus* pressão estática de cada modelo. A pressão estática foi estimada para duas situações: prédios com um e dois pavimentos. Assim, as vazões estimadas para as torneiras convencional, hidromecânica e por sensor são, respectivamente: 4,0, 3,0 e 4,2 $L.min^{-1}$.

Determinada a vazão em $L.min^{-1}$, foi realizada uma transformação para a unidade desejada, ou seja, $L.uso^{-1}$. Primeiramente todas as vazões em $L.min^{-1}$ foram divididas por 60 s para obter a vazão em $L.s^{-1}$. Nos modelos convencionais foi realizada a multiplicação da vazão pelo tempo médio necessário para a lavagem completa das mãos, de 14,14 s (PERSONA; INAGAKI, 2012). Nas torneiras hidromecânicas foi multiplicado pelo tempo de cada acionamento, de 6 s (DOCOL, 2019), bem como pelo número de acionamentos recomendados para a lavagem das mãos, que são 2 ciclos. No caso dos modelos com sensores, o tempo a ser multiplicado é o efetivo, que corresponde ao tempo que as mãos estão em contato direto com a água, de 8,2 s (PERSONA e INAGAKI, 2012).

Os valores de consumo dos mictórios convencionais e por sensores foram obtidos diretamente na literatura. Os valores dos consumos em $L.uso^{-1}$ por aparelhos encontram-se na Tabela 1.

Os custos da substituição dos aparelhos hidrossanitários convencionais por poupadores de água foram estimados mediante à elaboração de uma planilha orçamentária com base no SINAPI (Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil), SEINFRA-CE (Secretaria de Infraestrutura do Ceará) e pesquisas de mercado na cidade de Mossoró-RN.

Aparelhos	Características	Consumo (L.uso⁻¹)	
Bacia sanitária	Caixa acoplada	6,00	
	Válvula de descarga	10,20	
	<i>Dual flush</i>		3,00
			6,00
Mictórios	Convencional	1,00	
	Sensor	0,60	
Torneiras	Convencional	0,94	
	Hidromecânicas	0,60	
	Sensor	0,57	

Tabela 1: Resumo dos consumos por aparelhos convencionais e poupadores.

3.3 População usuária das centrais de aulas e tabulação dos dados

Para obtenção do número de alunos que frequenta as centrais de aulas foi realizado um levantamento com base nas informações fornecidas pelo Sistema Integrado de Gestão de Atividades Acadêmicas - SIGAA da universidade, sendo constatado que, em média, 4.831 alunos frequentam diariamente as centrais de aulas. Assim, com posse dos dados de consumo por aparelho e da população de estudo foi possível estimar o consumo de água para cada cenário de gestão da demanda de água simulado.

3.4 Definição dos cenários de gerenciamento da demanda de água

Neste estudo, foi estimado o impacto na redução do consumo de água nas centrais de aulas caso houvesse a substituição de equipamentos hidrossanitários convencionais por poupadores. Para tanto, foram estimados os consumos de água para a situação atual, ou seja, com os aparelhos hidrossanitários existentes, bem como o consumo para a situação de substituição dos equipamentos convencionais por modelos poupadores.

Os cálculos foram realizados utilizando as equações 2 a 11, para diferentes porcentagens de utilização dos aparelhos hidrossanitários: i) baixa utilização dos equipamentos, isto é, situação na qual apenas 10% da população faria uso desses aparelhos, uma vez por turno; ii) média utilização dos equipamentos (50%); e iii) máxima utilização (100%).

É importante salientar que o consumo de água para cada central de aulas foi estimado, pois não se conhece o consumo real de água por essas edificações, uma vez que ainda não existe micromedição nos prédios da UFERSA.

3.4.1 Estimativa dos consumos de água nas centrais de aulas (situação atual – aparelhos convencionais)

O consumo de água gerado pelo uso das bacias sanitárias foi calculado com base

na equação 2.

$$C_b = P' (p_a \cdot n_t \cdot C_a) + P' (p_v \cdot n_t \cdot C_v) \quad \text{equação (2)}$$

Onde:

C_{tb} → consumo total de água pelas bacias sanitárias nas centrais de aulas;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

p_{ca} → porcentagem de alunos utilizando a bacia sanitária com caixa acoplada;

n_t → número total de alunos;

C_{ca} → consumo de água da bacia sanitária com caixa acoplada;

p_{vd} → porcentagem de alunos utilizando a bacia com válvula de descarga;

C_{vd} → consumo de água da bacia sanitária com válvula de descarga.

A porcentagem de alunos utilizando cada tipo de bacia sanitária é calculada conforme as equações 3 e 4, para bacias de caixa acoplada e válvula de descarga, respectivamente:

$$p_a = \frac{n_a}{n_b} \cdot 100 \quad \text{equação (3)}$$

$$p_v = 100 - p_a \quad \text{equação (4)}$$

Onde:

p_{ca} → porcentagem de alunos utilizando a bacia sanitária com caixa acoplada;

n_{ca} → número de bacias sanitárias com caixa acoplada de volume reduzido;

n_{tb} → número total de bacias sanitárias da central de aulas;

p_{vd} → porcentagem de alunos utilizando a bacia sanitária com válvula de descarga.

O cálculo do consumo de água nos mictórios foi realizado utilizando a equação 5. Como esse tipo de aparelho está disponível apenas nos banheiros masculinos, apenas o número de homens foi considerado nos cálculos.

$$C_{mtc} = P' \cdot n_h \cdot C_m \quad \text{equação (5)}$$

Onde:

C_{mtc} → consumo total para mictórios;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

n_h → número total de homens;

C_{mc} → consumo de água por mictório.

O consumo de água nas torneiras segue de forma análoga às bacias sanitárias. Os cálculos de consumo foram realizados a partir da equação 6.

$$C_t = P' (p_e \cdot n_t \cdot C_e) + P' (p_h \cdot n_t \cdot C_h) \quad \text{equação (6)}$$

Onde:

C_{tt} → consumo de água total para as torneiras da central de aulas;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

p_{tc} → porcentagem de alunos utilizando as torneiras convencionais;

n_t → número total de alunos;

c_{tc} → consumo da torneira com acionamento convencional;

p_{th} → porcentagem de alunos utilizando as torneiras com acionamento hidromecânico;

c_{th} → consumo das torneiras com acionamento hidromecânico.

A porcentagem de alunos utilizando cada tipo torneira é calculada conforme as equações 7 e 8, para torneira convencional e hidromecânica, respectivamente:

$$p_c = \frac{n_c}{n_t} \cdot 100 \quad \text{equação (7)}$$

$$p_h = 100 - p_c \quad \text{equação (8)}$$

Onde:

p_{tc} → porcentagem de alunos utilizando as torneiras convencionais;

n_{tc} → número de torneiras com acionamento convencional;

n_{tt} → número total de torneiras;

p_{th} → porcentagem de alunos utilizando as torneiras com acionamento hidromecânico.

3.4.2 Estimativa dos consumos de água nas centrais de aulas (situação futura – equipamentos poupadores)

Através da equação 9 foi possível determinar o consumo de água gerado pela utilização de bacias sanitárias *dual flush*. Para os cálculos foi considerado que o volume de descarga de 3 L corresponderá a 90% dos acionamentos (dejetos líquidos) e de 6 L os demais 10% (dejetos sólidos). A simulação da substituição para o modelo *dual flush* aconteceu unicamente nos banheiros femininos, uma vez que a presença dos mictórios nos banheiros masculinos torna a mudança dispensável. Diante disso, o consumo total de água nas centrais de aulas foi obtido somando o consumo nos banheiros femininos com modelo *dual flush* com o consumo dos banheiros masculinos.

$$C_{tbd} = [P \times (0,9 \times n_m \times C_{3L}) + P \times (0,1 \times n_m \times C_{6L})] + [P \times (p_{ca} \times n_h \times C_{ca}) + P \times (p_{vd} \times n_h \times C_{vd})] \quad \text{equação (9)}$$

Onde:

C_{tbd} → consumo de água total nas bacias sanitárias modelo *dual flush*;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

n_m → número de mulheres que frequentam a central de aulas;

C_{3L} → consumo proveniente do acionamento para remoção dejetos líquidos;

C_{6L} → consumo proveniente do acionamento para remoção de dejetos sólidos;

p_{ca} → porcentagem de alunos utilizando a bacia sanitária com caixa acoplada;

n_h → número total de homens;

C_{ca} → consumo de água da bacia sanitária com caixa acoplada;

p_{vd} → porcentagem de alunos utilizando a bacia com válvula de descarga;

C_{vd} → consumo de água da bacia sanitária com válvula de descarga.

Por meio da equação 10 foi possível determinar o consumo dos mictórios com sensores de presença.

$$C_{mts} = P \cdot n_h \cdot C_m \quad \text{equação (10)}$$

Onde:

C_{mts} → consumo total dos mictórios com sensores;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

n_h → número total de homens;

C_m → consumo dos mictórios com sensores.

Para o cálculo do consumo das torneiras com sensores de presença foi utilizada a equação 11. Nesse caso foi realizado para uma situação mais otimista, na qual todas as torneiras, inclusive as hidromecânicas, seriam substituídas por modelos mais modernos, dotados de sensores.

$$C_{tts} = P \cdot n_t \cdot C_s \quad \text{equação (11)}$$

Onde:

C_{tts} → consumo total das torneiras com sensores;

P → porcentagem de alunos utilizando os aparelhos (10%, 50%, 100%);

n_t → número total de alunos;

C_s → consumo das torneiras com sensores.

3.4.3 Simulação de cenários de gestão da demanda de água

Para a realização do estudo, foram elaborados cenários de gestão da demanda de água a partir da substituição parcial ou total dos aparelhos hidrossanitários existentes por modelos poupadores, mais eficientes. Diferentes arranjos foram criados (Figura 2), visando obter estimativas de economia de água para diferentes combinações e, a partir disso, ter um panorama do impacto dessas mudanças, isto é, os ganhos ambientais gerados.

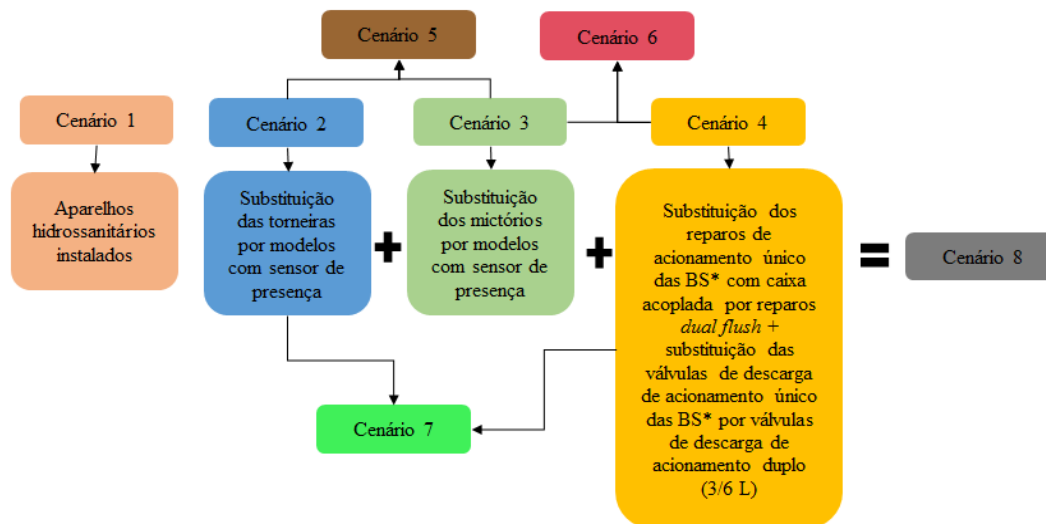


Figura 2: Cenários de gestão da demanda de água simulados.

*BS: bacias sanitárias.

Foram simulados 8 cenários (Figura 2). O cenário 1 é composto pelos aparelhos hidrossanitários já existentes e servirá como base de comparação para os demais. Os cenários 2 e 3 são, respectivamente, resultado da substituição das torneiras e dos mictórios instalados por modelos com sensores. No cenário 4 é proposta a substituição dos reparos de acionamento único das bacias sanitárias com caixa acoplada por reparos *dual flush* e substituição das válvulas de descarga com acionamento único das bacias por válvulas de descarga de acionamento duplo e modernas (3/6 L). No cenário 5 é prevista a mudança conjunta de torneiras e mictórios, no cenário 6 a substituição de mictórios e bacias, e no cenário 7, a troca de torneiras e bacias sanitárias. Por fim, o cenário 8 contará com a substituição de todos os equipamentos.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos aparelhos hidrossanitários

Os quantitativos dos modelos de aparelhos hidrossanitários existentes nas centrais de aulas podem ser observados na Tabela 2.

Aparelhos hidrossanitários	C.A1	C.A2	C.A3	C.A4	C.A5	C.A6	C.A7	Total
BS com caixa de descarga acoplada	8	6	21	6	-	20	24	85
BS com válvula de descarga	-	-	-	-	21	4	-	25
Mictórios	-	-	8	-	8	10	10	36
Torneiras convencionais	3	4	4	3	-	-	3	17
Torneiras hidromecânicas	3	-	12	01	16	16	16	64

Tabela 2: Quantitativo dos aparelhos hidrossanitários por central de aulas.

*BS – bacia sanitária, C.A1 – Central de Aulas 1, C.A2 – Central de Aulas 2, C.A3 – Central de Aulas 3, C.A4 – Central de Aulas 4, C.A5 – Central de Aulas 5, C.A6 – Central de Aulas 6, C.A7 – Central de Aulas 7.

Por meio da análise dos dados dispostos na Tabela 2, nas centrais de aulas há um total de 110 bacias sanitárias, sendo 25 dessas modelos não econômicos, com válvula de descarga (33%). Ressalta-se que, apesar das 85 restantes serem modelos de bacias de caixa acoplada (consumo de 6 L de água por acionamento) (77%), o que confere uma economia significativa em relação ao modelo de válvula de descarga (consumo de aproximadamente 10,41 L), o consumo de água nesses aparelhos pode ser reduzido ainda mais, com a instalação de dispositivos *dual flush* (consumo de 3 L de água para arraste de dejetos líquidos e de 6 L para dejetos sólidos).

É válido destacar que as bacias sanitárias com caixa acoplada, mesmo consumindo 4,3 L de água a menos que os modelos com válvula de descarga (41%), ainda são grandes fontes de desperdício, quando levado em consideração que a maior parte dos acionamentos são destinados a remoção de dejetos líquidos, onde são necessários apenas 3 L para o correto funcionamento.

Nas torneiras pode-se observar o maior esforço na adoção de dispositivos poupadores, com a presença de arejadores e com 83% dos modelos tendo acionamento hidromecânico. Mesmo assim, ainda é possível perceber a existência de modelos convencionais, não sendo identificadas nas Centrais de Aulas 1 e 2 nenhum modelo poupador.

No que diz respeito ao estado de conservação dos aparelhos hidrossanitários, a grande maioria apresenta um funcionamento satisfatório (com base em uma análise visual). Dentre as bacias sanitárias, apenas 1 aparelho apresentou vazamento e 3 estavam quebradas, totalizando 3,6% de bacias em condição não satisfatória. Em relação às torneiras, 6 aparelhos apresentavam vazamentos (7,41%) e, entre os mictórios, 2 aparelhos estavam quebrados (5,6%).

4.2 Análise dos cenários de gerenciamento da demanda de água

4.2.1 Cenário 1

A análise do cenário 1, que contempla os aparelhos hidrossanitários existentes, foi realizada com base nos valores de consumos para a situação simulada de máxima utilização dos equipamentos, isto é, situação na qual 100% da população faria uso desses aparelhos (Figura 3). É importante salientar que, embora os volumes de água consumidos para cada central de aulas variem em função dessas situações simuladas, a proporção se mantém a mesma.

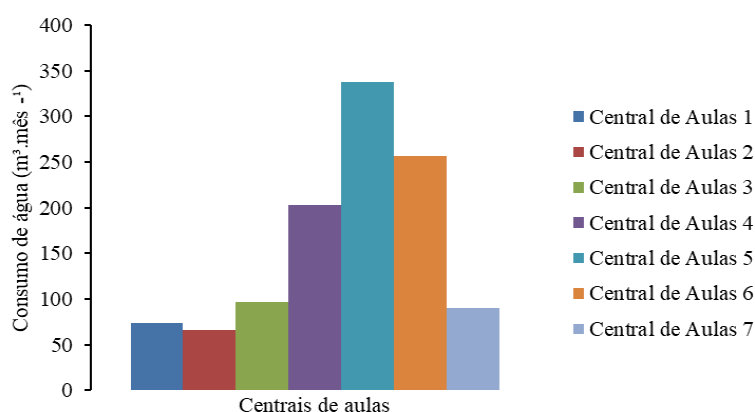


Figura 3: Estimativas de consumo de água nas Centrais de Aulas 1 a 7 para o cenário 1, considerando uma máxima utilização desses aparelhos.

Sendo assim, analisando os dados presentes na Figura 3, é possível observar que as Centrais de Aulas 5 e 6 são as responsáveis pelo maior consumo de água, correspondendo a aproximadamente 338 e 257 m³.mês⁻¹, o que perfaz um percentual de 30 e 23%, respectivamente, isto é, mais de 50% do consumo de água das centrais de aulas, independente da situação simulada (baixa, média ou máxima utilização dos aparelhos hidrossanitários).

Para esta situação de máxima utilização dos aparelhos hidrossanitários (100%), estima-se que o consumo de água total para o cenário 1 (Figura 3), englobando todas as centrais de aulas, é de aproximadamente 1.123 m³.mês⁻¹, perfazendo aproximadamente 6,5% de todo o volume consumido mensalmente pela universidade (17.306 m³.mês⁻¹) para atividades como: irrigação, consumo animal, laboratórios de ensino e pesquisa e consumo humano (PLS, 2013). Desse volume total consumido pelas centrais de aulas (cenário 1), cerca de 87,2% é decorrente da utilização das bacias sanitárias (979 m³.mês⁻¹), 5,1% dos mictórios (57 m³.mês⁻¹) e 7,7% das torneiras (87 m³.mês⁻¹).

4.2.2 Cenário 2

Por meio da Figura 4 é possível observar o volume estimado de água consumida para as torneiras existentes e para o modelo com sensores de presença, que é de 87 e 70 $\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$, respectivamente.

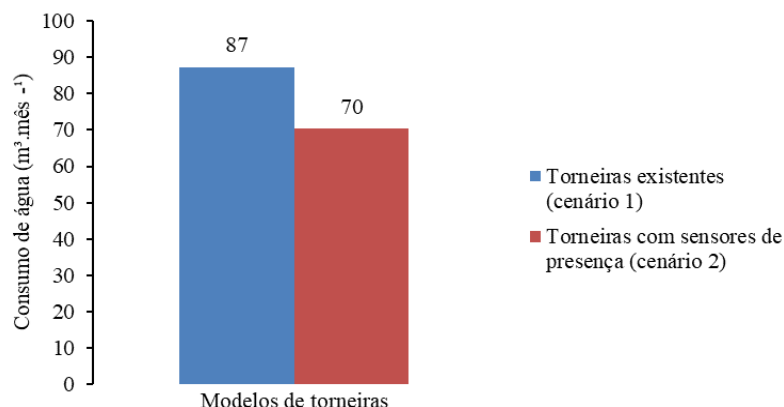


Figura 4: Consumo de água das torneiras convencionais e com sensores nas centrais de aulas (situação de máxima utilização dos aparelhos).

A partir dessas informações é possível perceber que as torneiras com sensores de presença proporcionam uma economia de água de aproximadamente 20% quando comparadas às hidromecânicas. Essa porcentagem de redução de consumo de água está bem próxima da identificada em estudo realizado na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, que resultou em uma economia de 25% com a mudança das torneiras hidromecânicas por modelos com sensores (SOARES, 2012). A comparação é válida uma vez que, nas centrais de aulas da UFERSA, o número de torneiras hidromecânicas representa um valor significativo do total, além de estarem instaladas nas centrais com maior fluxo de alunos, ocasionando maior impacto no consumo de água.

Na Figura 5 pode-se observar uma comparação entre os consumos de água total no cenário 1 e 2, que consiste na substituição das torneiras existentes por modelos com sensores de presença, para as diferentes situações simuladas: i) baixa (10%); ii) média (50%); e iii) máxima utilização dos equipamentos hidrossanitários (100%).

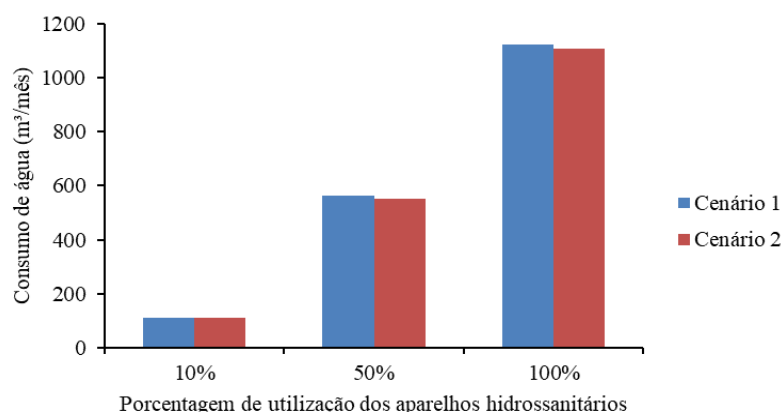


Figura 5: Consumo total de água nas centrais de aulas (cenários 1 e 2).

As torneiras com acionamento hidromecânico já são uma boa alternativa de aparelhos poupadores. Sendo assim, a substituição dos modelos convencionais existentes por modelos hidromecânicos pode ser uma alternativa mais interessante quando levado em conta o custo benefício.

4.2.3 Cenário 3

Os resultados das estimativas de consumo para o cenário 3, no qual é simulado o consumo de água das centrais de aulas com a substituição dos mictórios, podem ser observados na Figura 6. Nesse caso, foi possível observar uma redução de apenas 2% no consumo de água quando comparado ao cenário 1, mesmo com os mictórios dotados de sensores, economizando cerca de 40% de água por acionamento quando comparado ao modelo existente.

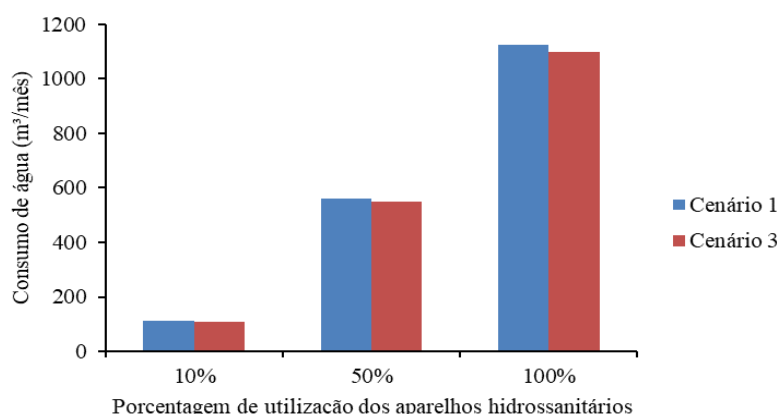


Figura 6: Consumo de água total nas Centrais de Aulas 1 a 7 (cenário 3), considerando uma baixa, média e máxima utilização dos aparelhos.

4.2.4 Cenário 4

O cenário 4 contempla a substituição das válvulas de descarga de acionamento único das bacias sanitárias por válvula de descarga de acionamento duplo, ou a mudança do dispositivo de acionamento único das bacias com caixa acoplada por um dispositivo de acionamento duplo (*dual flush*).

Com a simulação do cenário 4, houve uma redução do consumo de água de 112 para 90 m³.mês⁻¹, para uma situação de baixa utilização dos equipamentos (10%); de 562 para 451 m³.mês⁻¹, para uma média utilização (50%); e 1.123 para 903 m³.mês⁻¹, para uma máxima utilização dos aparelhos hidrossanitários (100%) (Figura 7).

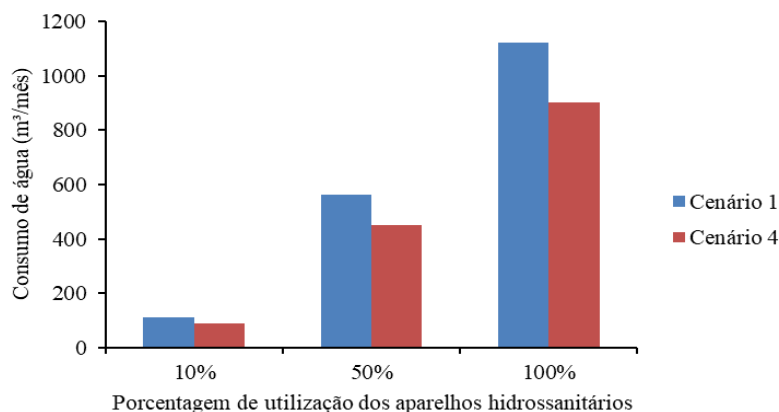


Figura 7: Consumo de água nas Centrais de Aulas 1 a 7 (cenário 4), considerando uma baixa, média e máxima utilização dos aparelhos.

Nesse cenário, com a substituição das bacias existentes pelo modelo com acionamento duplo, houve uma redução de cerca de 20% do consumo, valor bastante aproximado do obtido em estudo similar, realizado na UFCG. No estudo em questão, com a substituição dos aparelhos existentes por modelos com acionamento duplo, foi obtida uma economia de 23,19% (SOARES, 2012).

Outro estudo realizado na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), no Centro de Ciências Tecnológicas (CCT), foi obtida uma economia de 30,99% no consumo de água. Para o estudo foram substituídas 16 válvulas de descarga por modelos economizadores (válvula de descarga de acionamento duplo, de 3 e 6 L, sendo o consumo monitorado diariamente com auxílio de hidrômetros (ALEXANDRE; KALBUSH; HENNING, 2017).

4.2.5 Cenários 5, 6 E 7

Nos cenários 5, 6 e 7 são realizadas combinações entre os cenários 2, 3 e 4, de forma a diversificar as possibilidades e, conseqüentemente, abranger mais resultados, mostrando um maior número de alternativas e seus impactos para redução no consumo de água nas centrais de aulas.

Por meio desse processo é possível observar as melhores combinações, caso seja planejada a substituição de mais de um tipo de aparelho hidrossanitário. Assim, na Figura 8 pode-se observar os consumos totais de água para os cenários 5, 6 e 7 comparativamente ao cenário 1, englobando todas as centrais de aulas.

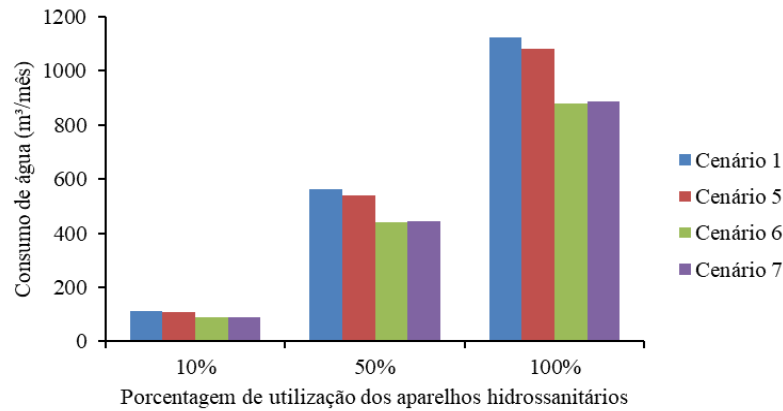


Figura 8: Consumo de água nas centrais de aulas (cenários 1, 5, 6 e 7).

É possível perceber que os cenários 6 e 7, caracterizados respectivamente pela substituição dos mictórios e bacias sanitárias e torneiras e bacias sanitárias, são os que apresentam os melhores resultados de economias de água. No entanto, como pode ser observado na Figura 9, a redução no consumo de água nos cenários 6 e 7 quando comprado ao cenário 4 são de apenas 3 e 2%, respectivamente.

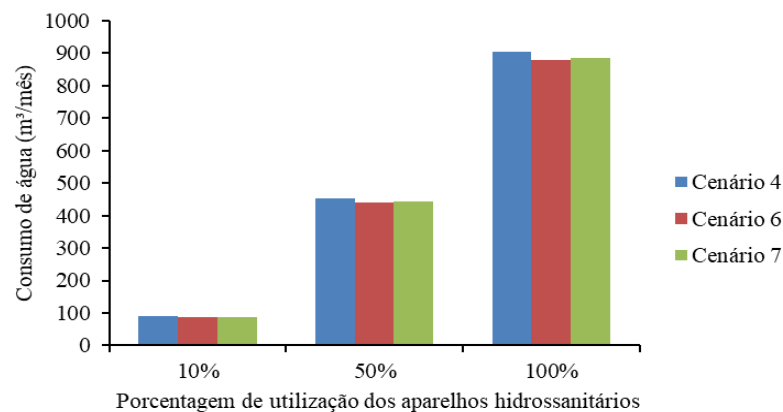


Figura 9: Consumo de água nas centrais de aulas (cenários 4, 6 e 7).

4.2.6 Cenário 8

O último cenário simulado representa a situação ideal, no qual todos os aparelhos hidrossanitários existentes seriam substituídos por modelos mais modernos (Figura 10), sendo apresentado também um comparativo com o cenário 1 (situação atual) e o 4 (substituição das bacias sanitárias).

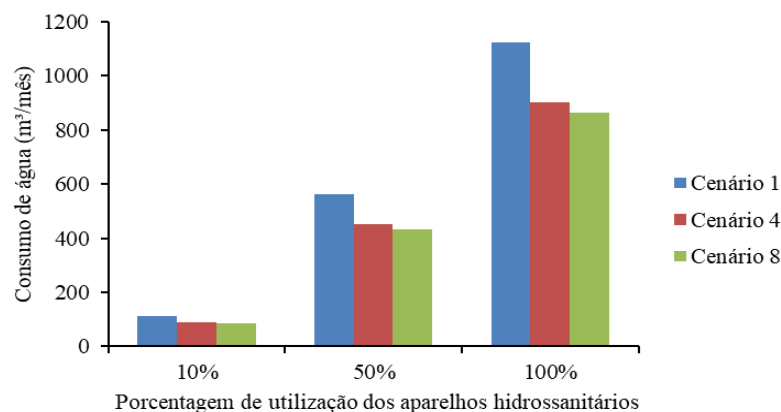


Figura 10: Consumo de água nas centrais de aulas (cenários 1, 4 e 8).

Conforme observado na Figura 10, o cenário 8 apresenta os melhores resultados de economia de água, cerca de 23%, quando comparado a situação atual (cenário 1). Vale destacar que esse é um valor bastante aproximado dos 20% atingidos com a execução do programa Pró-Água da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), no qual foi realizado um levantamento cadastral, detecção e conserto de vazamentos, implantação de telemedição, instalação de componentes economizadores, além da implantação de sistema de gestão dos sistemas prediais no campus (GONÇALVES, 2006).

Por fim, na Tabela 3 é apresentado um resumo dos valores de consumo de água, em $m^3.mês^{-1}$, para cada um dos cenários simulados, englobando todas as centrais de aulas, nas diferentes situações simuladas: i) baixa (10%); ii) média (50%); e iii) máxima (100%) utilização dos equipamentos hidrossanitários.

Percentual de utilização dos aparelhos	Consumo total de água nas centrais de aulas [$m^3.mês^{-1}$]							
	C.1	C.2	C.3	C.4	C.5	C.6	C.7	C.8
10%	112	111	110	90	108	88	89	86
50%	562	553	550	451	541	440	443	431
100%	1.123	1.106	1.100	903	1.083	880	886	863

Tabela 3: Volume de água consumido, em $m^3.mês^{-1}$, para todos os cenários e situações simuladas: baixa (10%), média (50%) e máxima (100%) utilização dos aparelhos hidrossanitários

*C.1 – Cenário 1, C.2 – Cenário 2, C.3 – Cenário 3, C.4 – Cenário 4, C.5 – Cenário 5, C.6 – Cenário 6, C.7 – Cenário 7.

Por meio dos dados dispostos na Tabela 3 é possível constatar que o cenário 8 apresenta os melhores resultados, com aproximadamente 23% de economia de água (Figura 14), uma vez que esse é o cenário mais otimista, contemplando a substituição de bacias sanitárias, mictórios e torneiras por modelos mais eficientes. Entre os cenários que contam com a mudança de um único aparelho hidrossanitário, o cenário 4, com a simulação da mudança das bacias sanitárias, apresenta o melhor resultado, com cerca de

20% de economia. Caso seja desejada a mudança de dois aparelhos de uma única vez, o cenário 7 traz as maiores economias, entorno de 21% obtidos com a substituição das bacias sanitárias e das torneiras.

4.5 Custos para implantação das ações tecnológicas

As ações tecnológicas de gerenciamento da demanda de água propostas nesta pesquisa foram orçadas, conforme Tabela 4. A planilha orçamentária foi baseada em composições de custos unitários, englobando os custos dos aparelhos hidrossanitários, mão de obra com encargos sociais e Benefícios e Despesas Indiretas (BDI) de 12,70%, valor considerado pela empresa contratada pela UFERSA para realização de serviços hidráulicos e elétricos.

Item	Descrição dos serviços	Unidade	Quantidade	Preço	
				Unitário (R\$)	Total (R\$)
1.1	Torneira embutida de parede com sensor, apropriada para ambientes públicos	und	81,00	1.402,16	113.574,96
1.2	Válvula para mictórios com acionamento por sensor	und	36,00	1.480,79	53.308,44
1.3	Reparo completo de acionamento duplo para caixa acoplada	und	65,00	147,21	9.568,93
1.4	Válvula de descarga com acionamento duplo	und	16,00	285,86	4.573,74
TOTAL GERAL (R\$)					181.026,08

Tabela 4: Custos para implantação das ações tecnológicas de gerenciamento da demanda de água nas centrais de aulas da UFERSA.

É válido frisar que a consideração da substituição dos reparos e válvulas de descarga das bacias sanitárias só se deu nos banheiros femininos, uma vez que a presença de mictórios nos banheiros masculinos torna desnecessária a realização dessa substituição nesses banheiros.

O investimento necessário para a adoção de todas as alternativas tecnológicas de uso racional da água propostas é de R\$ 181.026,08 (caso da adoção do cenário 8) e geraria uma economia de 23% no consumo de água. É válido destacar que o valor elevado do investimento se dá principalmente pela substituição das torneiras existentes

por modelos com sensores de presença, se somarmos a esse maior custo a baixa redução no consumo de água proveniente dessa substituição, a utilização desse modelo de torneira torna-se uma solução pouco atrativa. Todavia, a exclusiva adoção de reparos e válvulas de descarga de acionamento duplo para as bacias sanitárias (cenário 4) é a opção mais atrativa ambientalmente (economia de 20%) e financeiramente, com investimento necessário de R\$ 14.142,67 (soma dos itens 1.3 e 1.4, expostos na Tabela 4), concomitantemente.

A análise ambiental e financeira é importante, porque em qualquer que seja a forma de gestão a ser desenvolvida por instituições públicas ou privadas é imprescindível o estudo das diversas alternativas que resultarão em diferentes opções de investimento e impactos ambientais.

5 | CONCLUSÃO

A estimativa de consumo de água para as centrais de aulas da UFERSA, bem como a simulação de cenários de gerenciamento da demanda de água, com a substituição parcial ou total dos aparelhos hidrossanitários existentes, possibilitou estimar os ganhos ambientais provenientes da substituição dos dispositivos existentes por modelos poupadores mais eficientes. A adoção dessas alternativas tecnológicas torna-se ainda mais interessante mediante o fato de que, independente da vontade do usuário, haverá uma redução no consumo de água.

Ressalta-se que as estimativas realizadas neste estudo foram embasadas nos ganhos ambientais e investimento financeiro necessário, permitindo, desta maneira, a criação de estratégias para a implantação de alternativas tecnológicas de gerenciamento da demanda de água na universidade, uma vez que foi possível identificar os locais onde a demanda de água é maior (Centrais de Aulas 5 e 6). Essa informação é importante, pois esses podem ser locais pioneiros quando da implantação dos aparelhos poupadores, uma vez que, possivelmente, trarão uma maior economia de água. Além disso, é possível determinar quais aparelhos devem ter prioridade na ocorrência de substituição. Nesse caso, um enfoque deve ser dado à substituição dos dispositivos de acionamento único das bacias sanitárias por aqueles de acionamento duplo, já que são os aparelhos que mais consomem água. A utilização de dispositivos poupadores resulta em um percentual de economia de água (20%) e requerem o menor investimento dentre os cenários simulados (R\$ 14.142, 67).

Campanhas de conscientização também podem ser planejadas para se obter um maior aproveitamento, uma vez que a máxima economia de água é conseguida quando as ações econômicas, tecnológicas e educacionais e regulatórias ou institucionais acontecem em conjunto.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, T. M. A. **Seleção multicriterial de alternativas para o gerenciamento da demanda de água na escala de bairro**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – UFCG. Campina Grande, 2004.
- ALEXANDRE, A. C.; KALBUSCH, A.; HENNING, E. **Avaliação do impacto da substituição de equipamentos hidrossanitários convencionais por equipamentos economizadores no consumo de água**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 5, p. 1005-1015, set/out 2017. 2017.
- ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno**. Brasília, 2017. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/>. Acesso em: 10 de dezembro de 2018.
- CAERN – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte. **Dados operacionais**. Documento não publicado. 2018.
- DOCOL. **Torneira para Lavatório de Mesa Zenit - DocolTronic**. Disponível em: <https://www.docol.com.br/uploads/product/df218f29c3afa2138a463bcfb97093680d1e60f.pdf>. Acesso em: 11 de fevereiro de 2019.
- GONÇALVES, R. F. **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: Prosab/ABES, 2006.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 12 de janeiro de 2019.
- IDEMA – Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Perfil do seu município**. 2008. Disponível em: www.idema.rn.gov.br. Acesso em: 12 de janeiro de 2019.
- LANNA, A. E. **A economia dos recursos hídricos: os desafios da alocação eficiente de um recurso (cada vez mais) escasso**. *Estudos Avançados* 22 (63), p. 113-130. 2008.
- PERSONA, G.; INAGAKI, G. Y. M. **Consumo de água nas torneiras dos banheiros da FEEC**. São Paulo: Unicamp, 2012.
- PLS – **Plano de Gestão de Logística Sustentável da UFERSA**. Mossoró. 2013.
- SAVENIJE, H.; VAN DER ZAAG, P. **Water as an Economic Good and Demand Management – Paradigms with Pitfalls**. *Water Internacional*, 27 (1), p. 98-104. 2002.
- SHARMA, S. K.; VAIRAVAMOORTHY, K. **Urban water demand management: prospects and challenges for the developing countries**. *Water and Environmental Journal*, n. 23, p. 210-218. 2009.
- SOARES, A. L. F. **Gerenciamento da demanda de água em ambientes de uso público: o caso da Universidade Federal de Campina Grande**. 2012. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – UFCG. Campina Grande, 2012.
- UFERSA – **Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Gerenciamento de resíduos na UFERSA**. 2017. Disponível em: <https://reitoria.ufersa.edu.br/comissoes/pls/gerenciamento-de-residuos-quimicos-laboratoriais/>. Acesso em: 17 de janeiro de 2019.

SOBRE A ORGANIZADORA

MARIA ELANNY DAMASCENO SILVA - Mestre em Sociobiodiversidade e Tecnologias Sustentáveis pela Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro Brasileira - UNILAB, ex-bolsista de pesquisa CAPES e integrante do grupo GEPEMA/UNILAB. Especialista na área de Gestão Financeira, Controladoria e Auditoria pelo Centro Universitário Católica de Quixadá - UniCatólica (2016). Tecnóloga em Agronegócio pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE (2014). Foi estagiária no escritório Regional de Quixadá do SEBRAE-CE entre 2012 a 2014. Atuou como bolsista técnica e voluntária de pesquisas durante a graduação em Agronegócios. Tem experiência nas áreas de ciências ambientais, ciências sociais, ciências agrárias e recursos naturais com ênfase em gestão do agronegócio, desenvolvimento rural, contabilidade de custos, políticas públicas hídricas, tecnologias sociais, sociobiodiversidade e educação ambiental. Além disso, faz parte da Comissão Técnica-Científica da Atena Editora. Possui publicações interdisciplinares envolvendo ensino-aprendizagem, cultura, contabilidade rural, poluição e legislação ambiental.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Agência Nacional de Águas 1, 2, 33, 133, 134, 139, 178
Água Potável 26, 32, 143, 148
Águas Continentais e Estuarinas 47
Águas Subterrâneas 81, 144, 145, 146, 149, 151
Amortecimento da Vazão 89
Aparelhos Hidrossanitários 159, 160, 162, 163, 164, 167, 168, 169, 170, 172, 174, 175, 176, 177
Aquíferos 144, 145, 151
Áreas de Planalto 62, 68

B

Bacia do Ribeirão das Cruzes 74
Bacia Hidrográfica 10, 13, 31, 35, 37, 38, 40, 41, 43, 61, 62, 66, 67, 68, 70, 81, 82, 83, 84, 86, 87, 89, 105, 106, 116, 124, 127, 135
Bacias Urbanas 82, 116

C

Calhas dos Rios 35, 37, 41, 43
Clorofila-a 122
Coliformes Totais 141, 147, 148, 151
Composição Granulométrica 61, 63, 64, 66, 67, 69
Contaminação da Água 141, 145, 150, 151
Curva de Demanda 13, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 23

D

Disco de Secchi 47, 52
Draga de “Van Veen” 65

E

Ecossistemas Lênticos 48
Eficiência Energética 155, 158
Escassez de Água 117, 143
Escherichia Coli 141, 142, 148
Espaços Públicos 72
Estaciones Meteorológicas 94, 103

Estiagem 20, 27, 28, 30, 67, 81, 84, 88, 154

Estudo de Potencial Hidro Energético 155

F

Fatores Planimétricos 105, 111

G

Gestão da Demanda de Água 159, 164, 167, 168

H

Hidrograma 83, 97, 98, 101, 103, 104, 105, 106, 107, 110, 116

Hidrometeorológico 11

Humedad Del Suelo 91

I

Incertezas Hidrológicas 14

L

Levantamento On-line 159

M

Medidas Interventivas 128

Método de Pipetagem 61, 65

Modelos Matemáticos 105, 118

Monitoramento 3, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 118, 121, 135, 136, 138

P

Planejamento 1, 3, 4, 11, 12, 13, 15, 23, 26, 29, 31, 32, 34, 58, 63, 68, 72, 126, 154

Poços 42, 141, 143, 145, 146, 150

Potabilidade 130, 136, 141, 143, 148

Praias de Água Doce 47

R

Recursos Hídricos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 23, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 43, 44, 60, 61, 62, 63, 64, 68, 70, 92, 111, 116, 118, 124, 126, 129, 131, 140, 144, 160, 178

Renaturalização 38, 43

Resíduos Sólidos 71, 76, 78, 79, 145

S

Série Histórica 11, 107
Software 24, 25, 96, 119
Soil Water Characteristics 96
SSD AcquaNet 16

T

Torneiras e Mictórios 162, 168
Turbo-Geradores 153, 155, 157

U

Usinas Hidroelétrica 14

V

Visitas Técnicas 71, 73

Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental 3

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 

Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental 3

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 